

**Szent István Egyetem**

**FÁS SZÁRÚ DÍSZNÖVÉNYEK POTENCIÁLIS  
TELEPÍTHETŐSÉGI TERÜLETÉNEK ELŐREJELZÉSE  
TERMÉSZETKÖZELI ÉLŐHELYEKRE KÉSZÍTETT MODELLEK  
ALAPJÁN**

**Bede-Fazekas Ákos  
Gödöllő  
2017**

**A doktori iskola**

**megnevezése:** Szent István Egyetem  
Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola

**tudományága:** agrárműszaki

**vezetője:** Dr. Bozó László  
egyetemi tanár, DSc, MHAS  
SZIE, Kertészettudományi Kar,  
Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék

**Belső témavezető:** Dr. Gerzson László  
egyetemi docens, PhD  
SZIE, Tájépítészeti és Településtervezési Kar,  
Kert- és Szabadtértervezési Tanszék

**Külső témavezető:** Dr. Somodi Imelda Réka  
tudományos munkatárs, PhD  
MTA, Ökológiai Kutatóközpont,  
Ökológiai és Botanikai Intézet

.....  
Iskolavezető jóváhagyása

.....  
Belső témavezető jóváhagyása

.....  
Külső témavezető jóváhagyása

# 1. TARTALOMJEGYZÉK

<b>1. Tartalomjegyzék.....</b>	<b>i</b>
<b>2. Rövidítések jegyzéke .....</b>	<b>iv</b>
<b>3. Bevezetés .....</b>	<b>1</b>
3.1. A témaválasztás indoklása .....	1
3.2. A kutatási téma jelentősége. A kutatás bemutatása .....	1
3.3. Célkitűzés.....	3
<b>4. Irodalmi áttekintés .....</b>	<b>4</b>
4.1. Éghajlatváltozás .....	4
4.1.1. Globális éghajlatváltozás .....	4
4.1.2. Várható éghajlatváltozás a Kárpát-medencében .....	6
4.2. Az éghajlatváltozás kapcsolata a tájépítéssel, a természetes vegetációval és a dísznövényekkel .....	8
4.2.1. Az éghajlatváltozás és tájépítészet kapcsolata .....	8
4.2.2. Az éghajlatváltozás és a természetes vegetáció kapcsolata .....	10
4.2.3. Az éghajlatváltozás várható hatása Magyarország élőhelyeire.....	12
4.2.4. Az éghajlatváltozás és a dísznövények kapcsolata .....	13
4.3. Prediktív ökológiai modellezés. Az éghajlatváltozás hatásai modellezésének módszerei és eszközei .....	16
4.4. Potenciális vegetáció és potenciális telepíthetőségi terület .....	20
<b>5. Anyag és módszer .....</b>	<b>24</b>
5.1. Modellezési keretrendszer .....	24
5.1.1. A kutatás logikája. A modellezési keretrendszer áttekintése .....	24
5.1.2. A kutatás módszertani lehetőségei és korlátai .....	26
5.2. A vizsgálathoz felhasznált anyagok.....	28

## Tartalomjegyzék

5.2.1. Felhasznált adatok.....	28
5.2.1.1. Élőhelyek megfigyelt előfordulása.....	28
5.2.1.2. Megfigyelt és modellezett éghajlati adatok.....	30
5.2.1.3. Nem éghajlati környezeti adatok.....	32
5.2.2. Felhasznált számítási erőforrások, szoftverek és programnyelvek.....	33
5.3. Adatok előkészítése.....	34
5.3.1. Megfigyelt előfordulási adatok előkészítése.....	34
5.3.2. Éghajlati adatok előkészítése.....	36
5.3.3. Nem éghajlati környezeti adatok előkészítése.....	40
5.3.4. Származtatott környezeti változók előállítása.....	40
5.4. Vizsgálati módszerek.....	42
5.4.1. Élőhelymodellezés.....	42
5.4.1.1. Élőhelymodellezés előkészítése.....	42
5.4.1.2. Élőhelymodellek építése, kiértékelése. Predikció.....	45
5.4.2. Potenciális telepíthetőségi terület modellezése.....	48
5.4.2.1. Élőhely-dísznövény mátrix.....	48
5.4.2.2. Potenciális telepíthetőségi terület modellezése. Predikció.....	53
<b>6. Eredmények és értékelésük.....</b>	<b>56</b>
6.1. Környezeti adatok és az élőhelymodellezés előkészítése.....	56
6.2. Élőhelymodellezés eredményei.....	56
6.2.1. Élőhelymodellek.....	56
6.2.2. Élőhelyek potenciális előfordulása.....	62
6.3. Telepíthetőségiterület-modell eredményei.....	65
6.3.1. Élőhely-dísznövény mátrix.....	65
6.3.1.1. Szakértői élőhely-dísznövény mátrixok.....	65
6.3.1.2. Összevont élőhely-dísznövény mátrixok.....	68
6.3.2. Dísznövények potenciális telepíthetőségi területe.....	72
6.4. Új tudományos eredmények értékelése.....	79
6.4.1. Élőhelymodellezés eredményeinek értékelése.....	79
6.4.1.1. Élőhelymodellek értékelése.....	79
6.4.1.2. Élőhelyek potenciális előfordulásának értékelése.....	83
6.4.2. Telepíthetőségiterület-modellzés eredményeinek értékelése.....	86
6.4.2.1. Élőhely-dísznövény mátrix értékelése.....	86
6.4.2.2. Telepíthetőségiterület-modell értékelése.....	88
6.4.2.3. Dísznövények potenciális telepíthetőségi területének értékelése.....	89
6.4.3. Záró megállapítások.....	101
<b>7. Következtetések és javaslatok.....</b>	<b>103</b>

*Tartalomjegyzék*

7.1. Az eredmények alapján levonható következtetések .....	103
7.1.1. Ökológiai következtetések .....	103
7.1.2. Tájépítészeti következtetések.....	105
7.2. Az eredmények alapján adható javaslatok.....	107
7.2.1. Kutatási javaslatok .....	107
7.2.2. Tájépítészeti javaslatok .....	109
<b>8. Összefoglalás.....</b>	<b>111</b>
8.1. Összefoglalás .....	111
8.2. Summary.....	112
<b>9. Mellékletek.....</b>	<b>114</b>
9.1. Felhasznált irodalmak .....	114
9.2. Személyes közlések .....	146
9.3. A kezdeti és tanító prediktorhalmaz .....	148
9.4. Éghajlati adatok előkészítésének részletei.....	149
9.5. Származtatott környezeti változók részletes ismertetése .....	156
9.6. Élőhelymodellezés előkészítésének részletei.....	160
9.7. A hibakorrektív tényezők .....	164
9.8. Időben állandó származtatott háttérváltozók .....	165
9.9. Időben változó származtatott háttérváltozók .....	170
9.10. Üres élőhely-dísznövény mátrix.....	170
9.11. A vizsgált élőhelyek potenciális előfordulása .....	171
9.12. A vizsgált dísznövénytaxonok szakértői élőhely-dísznövény mátrixok alapján becsült potenciális telepíthetőségi együttesének (ensemble) átlaga .....	211
9.13. A vizsgált dísznövénytaxonok szakértői élőhely-dísznövény mátrixok alapján becsült potenciális telepíthetőségi együttesének (ensemble) standard hibája .....	243
<b>10. Köszönetnyilvánítás .....</b>	<b>275</b>

## 2. RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE<sup>1</sup>

AIC: Akaike Information Criterion – Akaike-féle információs kritérium

Á-NÉR: Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer

ANN: Artificial Neural Network – mesterséges neuronháló

AUC: Area Under the Curve – ROC-görbe alatti terület nagysága

BRT: Boosted Regression Trees – fejlődő/sokasított regressziós fák

CA: Cluster Analysis – klaszterelemzés, klaszteranalízis

CART: Classification and Regression Trees – osztályozási és regressziós fák

CEM: Climate Envelope Model – éghajlat-körbehataroló modell, éghajlati burkolkológörbe-modell

CN: Condition Number – kondíciós szám

CTA: Classification Tree Analysis – osztályozásifa-elemzésnek

DEM: Digital Elevation Model – digitális domborzatmodell

DGVM: Dynamic Global Vegetation Model – dinamikus, globális vegetációmodell

DOSoReMI.hu: Digital, Optimized, Soil Related Maps and Information in Hungary – Digitális, Optimalizált Tágabb Értelemben Vett Talaj térképek és Információk Magyarországon

EA: Evolutionary Algorithm – evolúciós algoritmus

ENFA: Ecological Niche Factor Analysis – ökológiai niche-faktorelemzés

GAM: Generalized Additive Model – általánosított additív modell

GARP: Genetic Algorithm for Rule-set Prediction – genetikus algoritmus szabályhalmaz-predikcióhoz

GBM: Gradient Boosting Model – fokozatosan fejlődő/sokasított modell

GCM: Global Climate Model – globális klímamodel

GLM: Generalized Linear Model – általánosított lineáris modell

GLMM: Generalized Linear Mixed Model – általánosított lineáris kevert model

HE: histogram equalisation – eloszlásfüggvény percentilisenkénti korrekciója

IDW: Inverse Distance Weighted – távolságinverzzel súlyozott interpoláció

---

<sup>1</sup> Kutatásom során olyan módszereket és eszközöket is használtam, amelyek alkalmazásának nincs hazai előzménye, vagy ha van is, olyan csekély, hogy magyar szakterminológia még nem alakult ki. Disszertációmban ennek ellenére törekszem a módszerek és eszközök magyar nyelvű megnevezésére, melyek jellemzően az angol kifejezések fordításaiként állnak elő. A magyar kifejezés óhatatlanul idegenül csenghet azok számára, akik eddig az angol megnevezést használták, éppen ezért az angol megfelelőket az első említésekor feltüntettem a magyar kifejezés mellett. Amennyiben egy angol rövidítés széles körben használt (pl. BRT, AUC), úgy én is e rövidítéssel utalok a módszerre, eszközre.

*Rövidítések jegyzéke*

- IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change – Éghajlatváltozási Kormányközi Testület
- KED: Kriging with External Drift – külső sodrású krigelés
- LID: Low Impact Development – fejlesztés kis beavatkozással
- LOCI: Local Intensity Scaling – lineáris eltolás a csapadékos napok gyakoriságának és a csapadékmennyiségnek figyelembevételével
- MART: Multiple Additive Regression Trees – összeadó regressziós fák
- MASH: Multiple Analysis of Series for Homogenization
- MÉTA: Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa<sup>2</sup>
- MISH: Meteorological Interpolation based on Surface Homogenized Database
- MPNV: Multiple Potential Natural Vegetation – többrétegű potenciális természetes vegetáció
- NATÉR: Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer
- NN: Nearest Neighbors – legközelebbi szomszéd módszere
- NWRM: Natural Water Retention Measures – természetes vízvisszatartási módszerek
- OK: Ordinary Kriging – szokásos krigelés
- PCA: Principal Components Analysis – főkomponens-elemzés
- PCI: Park Cool Island – városi hűvössziget
- PFT: Plant Functional Type – funkcionális növénycsoport
- PI: Potential Impact – éghajlatváltozás várható hatása
- PFV: Potential Future Natural Vegetation – potenciális jövőbeli természetes vegetáció
- PNV: Potential Natural Vegetation – potenciális természetközeli vegetáció
- PRV: Potential Replacement Vegetation – potenciális helyettesítő vegetáció
- PSV: Potential Site-adapted Vegetation – potenciális, helyszínhez illő vegetáció
- PWD Sampling: Pairwise Distance Sampling – páronkénti távolságalapú mintavételezés
- RCM: Regional Climate Model – regionális éghajlati modell
- RCP: Representative Concentration Pathway – reprezentatív koncentrációs nyomvonal
- RF: Random Forests – véletlen erdők
- RF/ERF: (Effective) Radiative Forcing – (tényleges) sugárzási kényszer
- RK: Regression Kriging – regressziós krigelés
- RMSE: Root Mean Square Error – eltérésnégyzet-átlag gyöke
- ROC Curve: Receiver Operating Characteristic Curve – észlelő különbségtételi képességét jellemző görbe
- RSE: Relative Standard Error – relatív standard hiba
- SDM: Species Distribution Model – fajelterjedési modell
- SE: Standard Error – standard hiba
- SK: Simple Kriging – egyszerű krigelés
- SRTM: Shuttle Radar Topography Mission
- SSB: Spatial Sorting Bias – térbeli rendezési hiba
- SUDS: Sustainable Drainage System – fenntartható csapadékvíz-beszívárogatási rendszer

---

<sup>2</sup> A MÉTA rövidítés többféle módon is feloldható aszerint, hogy a kapcsolódó adatbázis mely jellemzőjét helyezzük a vizsgálat középpontjába: Magyarországi Élőhelyek Térképi Adatbázisa, Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa, Magyarországi Élőhely-térképezési Adatbázis

*Rövidítések jegyzéke*

- TPI: Topographic Position Index – domborzati helyzet  
TPS: Thin Plate Spline – vékonylemezes interpolációs függvény  
TRI: Terrain Ruggedness Index – terepegyenetlenség  
UHI: Urban Heat Island – városi hőszigetelés  
UK: Universal Kriging – általános krigelés  
VIF: Variance Inflation Factor – variancianövelő tényező  
VOC: volatile organic compound – illékony szerves vegyület



## **3. BEVEZETÉS**

### **3.1. A témaválasztás indoklása**

A tájépítészet különböző léptékekben és módszerekkel dolgozik ugyan, de legfőbb építészeti eszköze minden esetben a növény. A növény, mely szoros kapcsolatban áll környezetével, beleértve az éghajlatot is, és így a helyes növényalkalmazás elválaszthatatlanul összefonódik a környezet klimatikus jellemzőinek ismeretével. Az éghajlat azonban nem állandó; így nem beszélhetünk egy adott területen jól alkalmazható dísznövénytaxonok véglegesen kialakított listájáról sem. Ezért is különösen motiváló keresni a választ az általános növényalkalmazási kérdésre, hogy vajon hol és mikor mit ültethetünk. A hozzáférhető környezeti adatok, számítási erőforrások, modellezési módszerek napjainkra már lehetővé teszik, hogy e kérdésre kellő szűkítések (értsd: időben, térben, vizsgálati körben stb.) után – ha pontos választ nem is, de – becslést adhassunk. Kutatásomat is e kérdés motiválta: megkísérlem Magyarország 21. századi éghajlatát figyelembe véve, modellekből levezetve megjósolni néhány kiválasztott dísznövénytaxon esetén azt a területet, ahol telepíthetők és fenntarthatóak lesznek (továbbiakban: potenciális telepíthetőségi terület), remélve, hogy e térképekkel hozzájárulok a tájépítészeti növényalkalmazás jövőben várható lehetőségeinek megismeréséhez. Így talán alkalmunk nyílik, hogy a kedvezőtlen változásokra előzetesen felkészüljünk, mert hisz ahogy a mondás is tartja: jobb félni, mint megijedni<sup>3</sup>.

### **3.2. A kutatási téma jelentősége. A kutatás bemutatása**

Klímamodellek eredményei szerint hazánk éghajlata a 21. században jelentős változáson megy keresztül. Éghajlatunk módosulása egyes természetes élőhelyeink visszahúzódásához és területi elmozdulásához vezethet, és mindemellett jelentős hatást gyakorolhat a dísznövény-alkalmazásra is. Dolgozatom e két hatást egymáshoz kapcsolt módon mutatom be térinformatikai modellezéssel. A hazánkban telepíthető dísznövények szortimentje egyes melegigényes, szárazságtűrő taxonokkal

---

<sup>3</sup> Vö. MaryCarol R. Hunter ökológus tájépítész gondolatával: "Az éghajlatváltozás nem vár. Hát mi se tegyük!" ("Climate change is not waiting, so neither should we.", saját fordítás).

## Bevezetés

bővíülhet, ugyanakkor néhány faj, fajta lekerülhet a telepítésre javasolt taxonok listájáról. Magyarország domborzata viszonylag homogén, és területi kiterjedése (főként földrajzi szélességi (latitudinális) értelemben) sem jelentős. A jövőben telepítésre javasolt taxonok listáját mégsem adhatjuk meg az egész országra vonatkozóan egységesen, a kényszerű differenciálásra pedig többféle lehetőségünk adódik. Az ország területének több egységre való (pl. dendrológiai körzetek szerinti) bontása helyett annál nagyságrendekkel finomabb felbontású, közel folytonos telepíthetőségi térképek kirajzolása is célunk lehet. Dolgozatomban erre tesztek kísérletet, bemutattva egyet az e térképek előállítására felé vezető lehetséges utak közül.

A potenciális telepíthetőségi terület modellezése, bármilyen közel áll is logikai és módszertani értelemben a honos növényfajok elterjedési területének modellezéséhez, számos megválaszolendő kérdést felvet. Ilyen sarkalatos kérdés, hogy milyen kiinduló (input) adatok alapján épüljön fel a modell, mely főként egzóta dísznövényeink esetén nehezíti meg az eredeti modellezési koncepció alkalmazását (amely szerint az eredeti elterjedési terület alapján építünk modellt). Természetesen a jelenlegi telepíthetőségi területeket rögzítő térképek felhasználása lenne logikailag és a modellezési hibák minimalizálása szempontjából is a legalkalmasabb módszer a modell felépítésére (tanítására), ennek azonban egyetlen, ám igen komoly akadálya van: ilyen térképek nem léteznek<sup>4</sup>. Kutatásom során egy látszólag egyszerű és kézenfekvő, ugyanakkor eddig tudtommal mások által nem alkalmazott módszerrel nyerek bemeneti adatokat a potenciális telepíthetőségi területek modellezéséhez: a természetes vegetációhoz kötöm a vizsgálatba vont dísznövénytaxonokat, és a potenciális jövőbeli vegetációt kirajzoló modelleredményekre támaszkodva készítem el a dísznövények jövőbeli potenciális telepíthetőségi térképét.

Kutatásom ennek megfelelően két jól elkülönülő részből épül fel. Elsőként – a megfelelő adatelőkészítés után – Magyarország potenciális jövőbeli vegetációját (a klimax és szubklimax természetközeli élőhelyek potenciális jövőbeli elterjedését) modellezem, majd utána e modelleredmények alapján rajzolom ki a dísznövények jövőbeli potenciális telepíthetőségi területét. A két térképes eredmény egymástól függetlenül értékelhető, a természetközeli élőhelyekre készített modellek elsősorban az ökológia, természetvédelem, tájvédelem és térségi tájtervezés számára szolgáltathatnak hasznos eredményeket, míg a dísznövénytaxonokra vonatkoztatott eredményeket várhatóan a dendrológia, kert- és szabadter-építészet és kertészet tudja majd alkalmazni. Ezért, bár a kutatás első fele már önmagában is igen fontos és új eredményekkel szolgálhat, legfőbb feladatomban mégis azt tekintem biztosítani, hogy az ökológiában használható eredményekből a dendrológia és a tájépítészet is profitáljon.

Steven N. Handel, az Ecological Restoration nevű folyóirat főszerkesztője nyilatkozta, hogy az ökológusok és tájépítészek különböző, szinte közös metszet nélküli világban élnek<sup>5</sup> (LAM 2011). Szándékosan túlzó és némiképp provokatív kijelentése ugyan nem ellenérvekre vár, mégis úgy hiszem, nem cél nélkül való, ha rávilágítok, hogy az ökológia és tájépítészet számos evidens kapcsolódási pontján túl (pl. természetvédelmi területekhez kötődő tájépítészeti munkák, tájvédelmi feladatok, tájökológia, tájpercepció ökológiai megközelítése, humánökológia, ökológusok

<sup>4</sup> Vö. a 4.4. fejezettel.

<sup>5</sup> "Ecologists and landscape architects live in separate worlds with almost no overlap."

*Bevezetés*

dísznövény-alkalmazás) szándékom szerint az e disszertációban összegzett kutatás is egy újabb kapocs lehet az ökológia és az interdiszciplinaritására méltán büszke tájépítészet között.

Napjainkban számos tény, tévhit és legenda kering az éghajlatváltozásról, melyek között nem célom, és nincs is lehetőségem eligazítást adni. Kutatásom során az éghajlatváltozást egy hosszú távon jól előrejelezhető globális folyamatnak tekintettem, melynek regionális hatásait vizsgálni és e hatásokra felkészülni lehet és szükséges is. Az éghajlatváltozás antropogén eredete körüli vita jelen kutatás eredményeit semmilyen értelemben nem befolyásolja. Az éghajlat és az időjárás egymástól igencsak eltérő fogalma miatt fontos kiemelni, hogy az általam bemutatott modellek éghajlati jellemzőkre épülnek, és mint ilyenek, elvben sem lehetnek alkalmasak éves időbeli részletezettségű eredmények előállítására. Amennyiben egy hasonló jellegű prediktív ökológiai modell éves felbontású kimenetet állítana elő, úgy a predikcióinak csupán statisztikai jellemzőit szabadna figyelembe venni, értelmezni és további kutatásokban felhasználni.

### 3.3. Célkitűzés

Kutatásom során célom volt, hogy

- prediktív ökológiai modellt építsek fel Magyarország szubklimax és klimax élőhelyeire;
- a modellfuttatás eredményének kiértékelésével megvizsgáljam a 21. századi éghajlatváltozás várható hatását (Potential Impact, PI) az élőhelyekre;
- a szubklimax és klimax élőhelyeken való telepíthetőségük alapján jellemezzem a vizsgálatba vont, 31 jelentős fásszárú dísznövénytaxon környezeti igényét;
- modellezem és elemezzem az éghajlatváltozás hatását a kiválasztott dísznövénytaxonok potenciális telepíthetőségi területére;
- a vizsgálat eredményei alapján értékeljem a kiválasztott taxonok alkalmazási lehetőségeinek várható megváltozását.

Míndezáltal a disszertáció legfőbb célkitűzése, hogy bemutassa egy újszerű modellezési módszer (keretrendszer) alkalmazását<sup>6</sup>, az eredményeket pedig térképen jelenítse meg.

---

<sup>6</sup> A célkitűzésben felvállalt döntések (pl. az élőhelyek, időszak, dísznövénytaxonok és modellezési megközelítés kiválasztása) indoklását lásd a későbbi (5.1.1., 5.2.1.1., 5.2.1.3., 5.3.2., 5.4.2.1. stb.) fejezetekben.

## 4. IRODALMI ÁTTEKINTÉS<sup>7</sup>

### 4.1. Éghajlatváltozás

#### 4.1.1. Globális éghajlatváltozás

A globális éghajlatváltozás a Föld légkörében lejátszódó természetes és emberi eredetű folyamatok miatt történő, a Föld egészét érintő klimatikus változás. Szűkebb értelemben globális éghajlatváltozásnak azt a napjainkban is megfigyelhető és a következő évszázadokra is előrejelzett, az átlagos középhőmérséklet jelentős emelkedésével járó, és elsősorban a légköri szén-dioxid-koncentráció antropogén eredetű megnövekedésével magyarázható éghajlatváltozást nevezzük, melynek sebessége a földtörténet korábbi éghajlati változásaihoz képest összemérhetetlenül gyorsabb.

Az éghajlat megváltozása a Földre érkező és az onnan kisugárzott átlagos elektromágneses sugárzások energiamérlegében történő változással, nullától való eltolódással magyarázható. Az energiamérleg változását (tényleges) sugárzási kényszernek ((Effective) Radiative Forcing, (E)RF) nevezzük (Cubasch és mtsai. 2013). A napjainkban megfigyelhető és a jövőre előrejelzett éghajlatváltozás esetén energiatöbbletről beszélhetünk, melynek legfőbb oka a jórészt antropogén eredetű üvegházgázszint-emelkedés (Bindoff és mtsai. 2013). Az éghajlatváltozás összetett fogalom: a megfigyelések szerint a sugárzási kényszer az átlaghőmérséklet emelésén túl – részben annak következményeként – több éghajlati paraméter megváltozását is okozza globális léptékben, melytől regionális szinten eltérések mutatkozhatnak<sup>8</sup>.

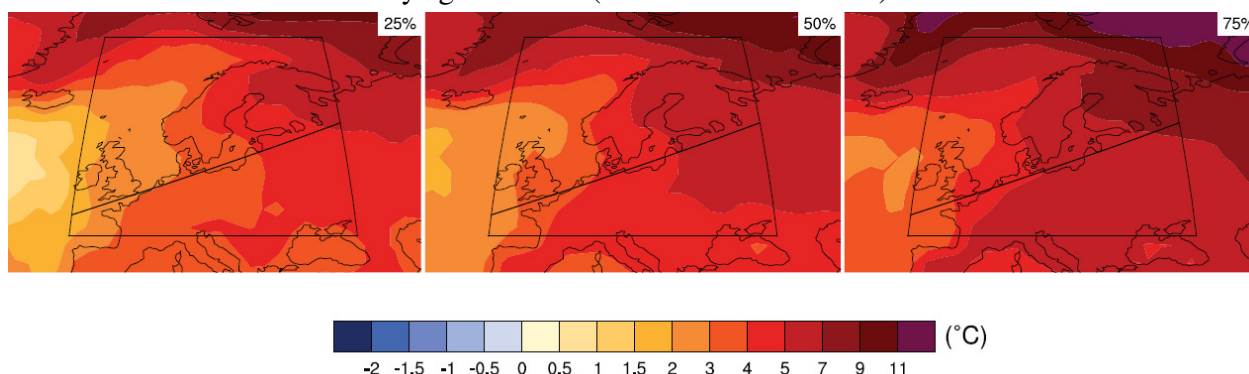
A jelenleg megfigyelhető változások – az üvegházhatás fokozódásával párhuzamosan – a jövőben tovább erősödhetnek. E várható változások jellegének és mértékének megbecslésére globális

<sup>7</sup> Azon irodalmakat, melyek nem a kutatás egészéhez, hanem szűkebb – jellemzően a módszertan részét képező – témakörökhöz kapcsolódnak, későbbi fejezetekben mutatom be. Így például az éghajlati adatok hibakorrektójához és leskálázásához kötődő irodalmakat az 5.3.2. fejezet, a prediktorszelekcióhoz kapcsolódókat az 5.4.1.1. fejezet tartalmazza, míg a Boosted Regression Trees módszert az 5.4.1.2. fejezetben mutatom be részleteiben, és vetem össze más módszerekkel.

<sup>8</sup> Többek között: sztratoszférikus hőmérséklet csökkenése, troposzférikus és felszíni hőmérséklet emelkedése, futóáramlások megváltozása, felhőborítottság változása, troposzférikus páratartalom növekedése, tengervíz hőmérsékletének emelkedése, savasodása, sőtartalmának változása, permafroszt kiterjedésének és vastagságának csökkenése, hóval borított területek csökkenése, gleccserek visszahúzódása, hőmérsékleti szélsőségek (extremitások) gyakoriságának megváltozása, fagyos és hideg napok számának csökkenése, meleg napok számának növekedése, éves csapadékösszeg és a csapadék éves eloszlásának változása, nagy mennyiségű csapadékkal járó szélsőségek gyakoribbá válása (Cubasch és mtsai. (2013) nyomán).

klímamodelleket (Global Climate Model, GCM) futtat több meteorológiai szervezet. A változó éghajlati paraméterek közül leggyakrabban az egyik legközérthetőbb és az üvegházgáz-növekedés sugárzási kényszerével szoros kapcsolatba hozható éghajlati paramétert, a középhőmérsékletet mutatják be, mellyel jól lehet érzékeltetni az éghajlatváltozás mértékét. A GCM-ek durva térbeli felbontása megköveteli, hogy a finomabb felbontású predikciók kinyeréséhez kisebb területen (szűkebb domainen) futtatott regionális klímamodelleket (Regional Climate Model, RCM) eredményeit használjuk. Hazánkban RCM-ek futtatásával az ELTE és az OMSz foglalkozik<sup>9</sup>.

A klímamodellek mindig forgatókönyvek (scenáriók) szerint futnak, a scenáriók határozzák meg, hogy a jövőben hogyan fog alakulni a légköri üvegházgázsztint. A kutatásomban használt modellekhez az RCP (Representative Concentration Pathway, reprezentatív koncentrációs nyomvonal) scenáriócsalád tagjai közül az RCP8.5 áll legközelebb<sup>10</sup>. A Föld átlagos középhőmérséklete a 2081–2100-as időszakra az 1986–2005-ös referencia-időszakhoz képest  $3,7 \pm 0,7$  °C-kal fog emelkedni az RCP8.5 forgatókönyvön meghajtott modellek szerint (39 globális klímamodell eredményeinek átlaga)<sup>11</sup>. Európa melegedése az azonos szélességen fekvő szárazföldi területekével összevetve viszonylag mérsékelt (Collins és mtsai. 2013).



1. ábra. Közép- és Észak-Európa átlagos éves középhőmérsékletének megváltozása 2081–2100-ra az 1986–2005-ös referencia-időszakhoz képest az RCP8.5 forgatókönyvön meghajtott 39 globális klímamodell eredményeinek 25. (bal), 50. (közép) és 75. (jobb) percentilise szerint (forrás: van Oldenborgh és mtsai. 2013)

Az alábbiakban áttekintem Európa 21. század végi éghajlatára vonatkozó előrejelzéseket (1. és 2. ábra). Van Oldenborgh és mtsai. (2013) munkája alapján megállapítható, hogy az RCP8.5 scenárióval meghajtott modellek szerint Közép-Európában (és azon belül a Kárpát-medencében is) az éves középhőmérséklet emelkedése nagy eséllyel 3 és 7 °C között alakul, jól megfigyelhető nyugat–kelet irányú gradienssel. Habár az RCP8.5-ös scenárió számol a legnagyobb sugárzásikényszer-változással a négy fő RCP-forgatókönyv közül, a figyelmet akkor is érdemes

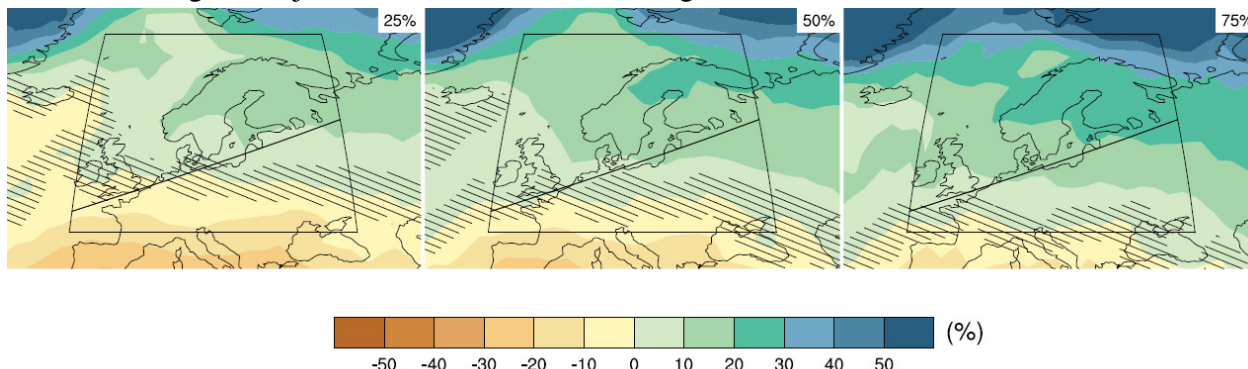
<sup>9</sup> A klímamodellezés elméletét és történetét áttekintés szintjén lásd Bede-Fazekas (2012) és Bede-Fazekas (2009) munkáiban, részletesebben pedig Le Treut és mtsai. (2007), Weart és mtsai. (2009) és Flato és mtsai. (2013) munkáiban.

<sup>10</sup> Részletesen lásd az 5.2.1.2. fejezetben.

<sup>11</sup> Időszakoktól és forgatókönyvektől függetlenül megállapítható, hogy a szárazfölközeli középhőmérséklete a tengerekénél jobban emelkedik, továbbá a déli féltéke kevésbé fog melegedni, mint az északi (Collins és mtsai. 2013), így tehát a Kárpát-medence is erősen érintett. A felmelegedésnek legjobban kitett területek az északi féltéke magas szélességein találhatók, kivéve a Grönland alatti atlanti-óceáni, alig változó folt. A legkevésbé érintettek az óceánok déli, Antarktiszhoz közeli részei. Hűlést (ebben a felbontásban) sehol nem jeleznek a modellek, a melegedés mértéke területtől, modelltől és időszaktól függ, akár 11 °C-ot is meghaladhatja.

### Irodalmi áttekintés

felhívnom rá, hogy a vele meghajtott modellek eredményei a dísznövény-alkalmazást és a természetes vegetációt jelentős mértékben érintő melegedést mutatnak<sup>12</sup>.



2. ábra. Közép- és Észak-Európa átlagos éves csapadékösszegének megváltozása 2081–2100-ra az 1986–2005-ös referencia-időszakhoz képest az RCP8.5 forgatókönyvön meghajtott 39 globális klímamodell eredményeinek 25. (bal), 50. (közép) és 75. (jobb) percentilise szerint. A sraffozott területen a modellek által a jelenre jelzett éghajlati változékonyság szórásánál nem nagyobb az eltérés. (forrás: van Oldenborgh és mtsai. 2013)

Az éves csapadékösszeg megváltozásának irányát illetően a modellek nem egységesek Európára, hiszen délről észak felé haladva csapadékcsökkenésből csapadéknövekedésbe fordulnak. A váltás, vagyis a közel változatlan csapadékösszegű területsáv (az ábrán ez nagyjából a sraffozott részeknek felel meg) az összességében kevesebb csapadékot jelző modellek szerint hazánktól északabbra fut, az összességében több csapadékot jelző modellek szerint hazánktól délebbre található, a modellek 50. percentilise szerint pedig pont Magyarországot is magában foglalja<sup>13</sup>. Az összességében látható, hogy hazánkban –10% és +10% között valószínű az éves csapadékösszeg növekedése.

#### 4.1.2. Várható éghajlatváltozás a Kárpát-medencében

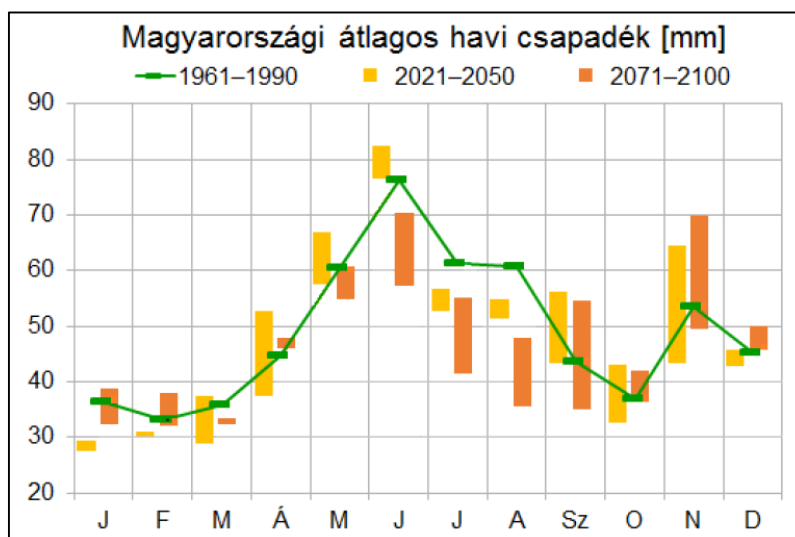
A Kárpát-medence és Magyarország jövőben várható éghajlatáról a globális klímamodelleknél pontosabb, részletgazdagabb képet adnak a GCM-eket peremfeltételként használó regionális klímamodellek (RCM). A FORESEE-adatbázis (Dobor és mtsai. 2015) Közép-Európára vonatkozó modellegyüttese szerint a csapadék éves összege számottevően nem fog változni, csupán 3%-os csökkenést jelez a 21. század utolsó három évtizedére. A középhőmérséklet éves átlaga a közelebbi és a távolabbi predikciós időszakokra 2, majd további 2 °C-kal emelkedhet.

A REMO RCM adatai alapján Szolnok térségében a 2071–2100-as időszakra a szélsőséges csapadék-indexek jelentős növekedésével számolhatunk télen, míg nyáron nem egyértelmű, de inkább csökkenő a tendencia Kis és mtsai. (2015) szerint. Ezt a trendet Magyarország nagy részére is kiterjeszti Bartholy és mtsai. (2015a), hiszen 11 RCM alapján az egy napi extrém csapadékösszegeket számszerűsítő indexek többségének őszi, téli és tavaszi

<sup>12</sup> Főként ha kiemeljük, hogy nem maximum-hőmérsékletről vagy nyári átlaghőmérsékletről, hanem éves átlagos középhőmérsékletről szólnak.

<sup>13</sup> Nem csoda hát, hogy a Kárpát-medencére készülő regionális klímamodellek nem tudnak egyértelműen állást foglalni a hazánkat érintő csapadékváltozást illetően.

emelkedését találták. Ez az eredmény jól egybevág Bartholy és mtsai. (2008) A2 és B2 scenárió szerinti eredményeivel. A szélsőséges szárazságot számszerűsítő indexek gyakoriságának (a 2071–2100-as időszakra már jelentősnek mondható) növekedése elsősorban nyáron mutatkozik meg, és kisebb mértékben tavasszal. Az őszi és téli változásuk is inkább pozitív előjelű, de a 2021–2050-es és 2071–2100-as időszakok között nem egységes (Pongrácz és mtsai. 2014).



3. ábra. A 2021–2050-es és 2071–2100-as időszakra jelzett havi átlagos csapadékösszeg az Aladin és RegCM modellek szerint, összevetve az 1961–1990-es referencia-időszakban megfigyelt értékekkel (forrás: Sábitz és mtsai. 2015)

A kutatásomban felhasznált két regionális klímamodell<sup>14</sup> projekciói kapcsán az alábbi jellemzők emelhetők ki hazánk várható éghajlatára vonatkozóan (Sábitz és mtsai. 2015 nyomán, 3. ábra):

- az éves átlagos középhőmérséklet 2021–2050-re 1–2 °C-kal, a 2071–2100-as időszakra pedig 3–5 °C-kal emelkedhet;
- a téli és tavaszi átlagos középhőmérséklet a modellek szerint 2021–2050-re 1–2 °C-kal, a 2071–2100-as időszakra pedig közel 3 °C-kal emelkedik. A jelentősebb melegedésre az ország keleti és déli részén számíthatunk;
- a nyári és őszi melegedés nagyobb bizonytalansággal terhelt. Ezen évszakok átlagos középhőmérsékletének 2021–50-re várható emelkedése a RegCM modell szerint 1 °C alatt marad, az Aladin szerint viszont 2–3 °C lesz. 2071–2100-ra a nyári középhőmérséklet emelkedése 3–5 °C közé tehető;
- az éves csapadékösszeg modellezése jóval több bizonytalanságot hordoz (ami nem csoda, hiszen Magyarország Európa éves csapadékösszegében növekedést remélő északi és az annak csökkenését váró déli területe között fekszik, s e határzónában a különböző modellek gyakran eltérő előjelű változást adnak éves és évszakos szinten – 2. ábra). 2021–2050-re az Aladin keleten enyhe csökkenést, nyugaton növekedést jósol, a RegCM az ország nagy részére (jelentősebb) csökkenést, mely délen a legkifejezettebb. 2071–2100-ra a két modell szerepet

<sup>14</sup> Lásd bumutatásukat az 5.2.1.2. fejezetben.

### *Irodalmi áttekintés*

cserél, s bár a kelet–nyugati és észak–déli gradienst megtartják, az Aladinnal ellentétben a RegCM enged meg (az ország közel egyharmadán) csapadéknövekedést.

- a csapadék éves eloszlása a modellek szerint mind egyenletesebb lesz, hiszen az eddig legcsapadékosabb évszak (a nyár) csapadékösszege csökkenni fog (2071–2100-ra akár 20%-kal), az eddig legszárazabb évszak (a tél) csapadékösszege pedig a század végére inkább növekedhet. Ez az eredmény hasonló trendről árulkodik, mint amit Bartholy és mtsai. (2008) találtak, akik az A2 és B2 scenárió szerint a legszárazabb (tél) és legcsapadékosabb (nyár) évszakok jövőben várható megcserélődését jelezték a PRUDENCE ensemble alapján;
- a tavaszi csapadékösszeg – nagy szórással – inkább csökkenhet, az őszi csapadékösszeg estén pedig növekedést jósolnak a modellek (különösen a jelenleg is megfigyelhető novemberi másodmaximum erősödhet).

Mind a hőmérséklet, mind pedig a csapadék megváltozásáról írtakat megerősíti a CECILIA-projekt keretében hasonló scenárióval, regionális klímamodellekkel és időszakokra végzett predikció (Belda és mtsai. 2015). Az őszi csapadék esetén azonban Bartholy és mtsai. (2015b) és Pieczka és mtsai. (2015) az RCP4.5 scenárióra és a RegCM modellre támaszkodva inkább csökkenést jeleznek. A téli csapadék referencia-időszakhoz képesti kezdeti csökkenését, majd a 21. század végére annak növekedését valószínűsíti Krüzselyi és mtsai. (2011) négy modelltől álló együttes alapján<sup>15</sup>.

## **4.2. Az éghajlatváltozás kapcsolata a tájépítéssel, a természetes vegetációval és a dísznövényekkel**

### **4.2.1. Az éghajlatváltozás és tájépítészet kapcsolata**

A tájépítészet és az éghajlatváltozás kapcsolata kétirányú, hiszen mind a mérséklésben (mitigációban), mind pedig a változásokhoz való alkalmazkodásban (adaptáció) részt vehet, illetve óhatatlanul részt vesz a tájépítés tervező (Laukkonen és mtsai. 2009, Bede-Fazekas 2012). Természeresen a mérséklésben elsősorban a regionális léptékű területtervezés (a felszínborítás és a területhasználat befolyásolása által, vö.: Pielke és mtsai. 1998, Drüsler és mtsai. 2010), az alkalmazkodásban pedig inkább a szabadtértervezés vállal szerepet. Az alkalmazkodás jelentősége az erősen beépített városi környezetben felerősödik. Shaw és mtsai. (2007) szerint a városoknak fel kell készülnie az évtizedeken, illetve -századokon keresztül elhúzódó éghajlatváltozásra, amelynek keretében a településtervezés gyakorlatilag minden elemét újra kell gondolni. Matthews és mtsai. (2015) szerint a zöldinfrastruktúra képes lehet az éghajlatváltozás városi hatásainak mérséklésére, azonban a tervezésénél már gondolnunk kell a jövőben várható éghajlatra. Fontos kiemelni, hogy a

---

<sup>15</sup> Hazánk vagy a Kárpát-medence területére további predikciókkal és következtetésekkel szolgál Szabó (2008), Dobor (2009), Vida (2009), Solymosi és mtsai. (2010), Miklós (2011), Zsebeházi (2011), Torma (2011), Szelepcsényi (2012), Pieczka (2012) és Hollósi (2012).



*Irodalmi áttekintés*

zöldinfrastruktúra jelentős része ökológiai értelemben új ökoszisztémának (Novel Ecosystem) tekinthető (Van Mechelen és mtsai. 2015).

Számos olyan eszközt ismer a tájépítészet, amelyek az éghajlatváltozás közvetlen vagy közvetett hatásaihoz való alkalmazkodást segítik, az emberek életének, egészségének és komfortérzetének sérülékenységét csökkentik (Wolch és mtsai. 2014, Jim és mtsai. 2015). Ezen eszközök igen eltérőek lehetnek léptékükben, hatásuk mértékében, területigényükben, költségvonzatukban, vagy akár abban, hogy a várható éghajlati változások melyik elemének, illetve elemeinek a hatását mérséklék. Több eszköz megvalósításához nem csupán a tájépítészeti diszciplína tudását szükséges felhasználni, hanem az építészek, településtervezők, építőmérnökök, geográfusok, ökológusok stb. bevonása is szükséges lehet (vö.: Lányi 2010, Belügyminisztérium és VÁTI 2011). A teljesség igénye nélkül az alább néhány alkalmazkodási eszközt sorolok, melyek között átfedések is lehetnek:

- intenzív zöldtetők, tetőkertek, extenzív zöldtetők (Shaw és mtsai. 2007, Szabó 2009, Grimmond és mtsai. 2010, Faragó és mtsai. 2010, Nagase és Dunnett 2010, Hidy és mtsai. 2011, Belügyminisztérium és VÁTI 2011, Bede-Fazekas 2012, Hancz 2013, Jim és mtsai. 2015, Van Mechelen és mtsai. 2015, Voskamp és Van de Ven 2015);
- fehértetők, hidegtetők, fehér falak, falak árnyékolása (Shaw és mtsai. 2007, Faragó és mtsai. 2010, Belügyminisztérium és VÁTI 2011);
- futtatott zöldfalak, telepített zöldfalak (Shaw és mtsai. 2007, Bede-Fazekas 2012, Jim és mtsai. 2015, Voskamp és Van de Ven 2015);
- szárazság és hőtűrő dísznövények (Nagase és Dunnett 2010, Bede-Fazekas 2012, Szabó és Bede-Fazekas 2012);
- többszintes növényállomány (Bede-Fazekas 2012);
- nagyobb lombkorona-borítás (Bede-Fazekas 2012, Belügyminisztérium és VÁTI 2011);
- nagyobb talajborítás (Shaw és mtsai. 2007, Bede-Fazekas 2012);
- nyílt vízfelületek (Shaw és mtsai. 2007, Voskamp és Van de Ven 2015, Szkordilisz és mtsai. 2016);
- passzív levegőáramoltatás, szélcsatornák (Shaw és mtsai. 2007, Grimmond és mtsai. 2010, Erell és mtsai. 2011, Szkordilisz és mtsai. 2016);
- árnyékoló fasorok, árnyékoló növényzet (Shaw és mtsai. 2007, Grimmond és mtsai. 2010, Brown és mtsai. 2015, Jim és mtsai. 2015, Voskamp és Van de Ven 2015, Belügyminisztérium és VÁTI 2011);
- árnyékoló szerkezetek, építmények, pergolák (Shaw és mtsai. 2007);
- megfelelő tájolás (Shaw és mtsai. 2007, Grimmond és mtsai. 2010, Belügyminisztérium és VÁTI 2011);
- tereprendezés (Shaw és mtsai. 2007, Bede-Fazekas 2012);
- szenny- és csapadékvíz különválasztott elvezetése, ereszcsonna vizének összegyűjtése, esővíz-visszatartás (Shaw és mtsai. 2007, Belügyminisztérium és VÁTI 2011, Hancz 2013, Voskamp és Van de Ven 2015);
- szürkevíz-visszaforгатás és szürkevíz zöldterületi felhasználása (Shaw és mtsai. 2007, Grimmond és mtsai. 2010, Voskamp és Van de Ven 2015);

*Irodalmi áttekintés*

- beszivárogtató árkok (Csillag 2009, Hancz 2013, Voskamp és Van de Ven 2015);
- vízáteresztő burkolatok (Belügyminisztérium és VÁTI 2011, Hancz 2013, Voskamp és Van de Ven 2015);
- mesterséges vízi élőhelyek, wetlandek (Hancz 2013);
- erózió- és deflációvédelem, szél elleni védelem (Shaw és mtsai. 2007, Belügyminisztérium és VÁTI 2011, Mezösi és mtsai. 2015);
- szárazkertek (de Loë és mtsai. 2001, Laukkonen és mtsai. 2009);
- permakultúra, városi zöldségtermesztés, közösségi kertek, városi élelmiszerellátás újratervezése (Smith 1929, F Nagy 1998, Baji 2009, Voskamp és Van de Ven 2015);
- ökológikus dísznövény-alkalmazás, biodiverz növénytelepítés (Dunnett és Hitchmough 2004, Calkins 2005, Hunter 2011, Balogh és mtsai. 2013, Beck 2013, Van Mechelen és mtsai. 2015);
- nagyobb közparkok segítségével városi hűvössziget (Park Cool Island, PCI) kialakítása (Cao és mtsai. 2010, Oláh 2012, Brown és mtsai. 2015);
- erdősítés, művelésiág-váltás (Szilassi 2012, Szilassi és mtsai. 2014, Blanka és mtsai. 2014, Voskamp és Van de Ven 2015);
- ökológiai folyosók, táj összekötöttségének növelése (Opdam és Wascher 2004);
- felkészülés az éghajlatváltozás okozta konfliktusokra, beleértve a megnövekedett belvízveszélyt is (Szatmári és van Leeuwen 2013, Szilassi és mtsai. 2014).

A települési vízgazdálkodás több irányzata/konceptiója is a fentebb sorolt eszközök közül többet támogat (Hancz 2013). Ilyenek a fenntartható csapadékvíz-beszivárogtatási rendszer (Sustainable Drainage System, SUDS, Shaw és mtsai. 2007, Sharma 2008, Hancz 2013), a természetes víz visszatartási módszerek (Natural Water Retention Measures, NWRM, Európai Unió 2014) vagy a fejlesztés kis beavatkozással (Low Impact Development, LID, Dietz 2007). A sorolt eszközök egy része a városi hőszigetelés (Urban Heat Island, UHI, Oke 1987) mérséklésén keresztül fejti ki a kedvező hatását. A vonatkozó városökológiai kutatások jó áttekintését adja Ramalho és Hobbs (2012), hazai eredmények vonatkozásában lásd pl. Botyán (2008), Dezső (2009), Unger (2011) és Lelovics (2012) munkáját. Általánosságban a városi zöldfelületek alkalmazkodásban betöltött szerepéről lásd Csete és Horváth (2012) összefoglalóját.

#### **4.2.2. Az éghajlatváltozás és a természetes vegetáció kapcsolata<sup>16</sup>**

A természetes vegetáció és a globális éghajlatváltozás kölcsönösen hatnak egymásra. Párologtatásával, albedóváltoztatásával, a talaj vízháztartására gyakorolt hatásával és a szén ciklusban való aktív részvételével a növényzet – a tájhasználat mellett (Pielke és mtsai. 1998, Drüszler és mtsai. 2010) – az éghajlat aktív alakítója, ezen összefüggéseket többek között lásd Gálos és mtsai. (2012) munkájában, valamint Myhre és mtsai. (2013) jelentésében és az abban idézett irodalmakban. Megemlítené továbbá, hogy a növényzetben bekövetkező – elsősorban fenológiai –

<sup>16</sup> Az éghajlatváltozás és a növényzet kapcsolatának részletes áttekintése végett lásd Hughes (2000), Walther és mtsai. (2002), Czúcz (2010), Fischlin és mtsai. (2007), Rosenzweig és mtsai. (2007), valamint Settele és mtsai. (2014) összefoglalását. Az éghajlatváltozásra az ökoszisztéma által adott válaszok időskálájáról lásd Shaver és mtsai. (2010), valamint Kovács-Láng és mtsai. (2008) munkáját.

*Irodalmi áttekintés*

változás az éghajlatváltozás egyik legegyszerűbb és leghatékonyabb indikátora (Rosenzweig és mtsai. 2007, Ferenczy és mtsai. 2010, Rakonczai 2011). Amit a kutatásom szempontjából ehelyütt alaposabb áttekintésre tartok érdemesnek, az az éghajlatváltozás hatása a növényzetre.

Azon túl, hogy a modelleredmények a 21. századra a vegetációban jelentős változás bekövetkeztét becsülik (Berry és mtsai. 2002, Hill és mtsai. 2003, Thomas és mtsai. 2004), már az elmúlt évtizedek éghajlatváltozása is hatást gyakorolt a fajok elterjedésére, illetve a populációk túlélésére (Parmesan 1996, Walther és mtsai. 2002, Moore 2003, Parmesan és Yohe 2003, Edwards és Richardson 2004). Thuiller és mtsai. (2005) átfogó tanulmányukban rámutattak, hogy 2080-ig a vizsgálatba vont 1350 európai növényfaj több mint felét veszélyeztetni fogja az éghajlatváltoztatás, mértéke pedig Hickler és mtsai. (2012) szerint olyan nagy lesz, hogy az az erdészetet és a természetvédelemre is számottevően hatni fog. Fischlin és mtsai. (2007) is rámutatnak, hogy az ökoszisztémát és a biodiverzitást jelentős mértékben befolyásolni fogja az éghajlatváltozás, melyet Settele és mtsai. (2014) megerősítenek. Walther és mtsai. (2002) az elmúlt időszak klimatikus változásának növényzetre gyakorolt hatását tekintette át, Parmesan és Yohe (2003) pedig átfogó metaanalízisében növények és állatok esetén is szignifikáns változásokat mutatott ki. A közelmúltban megfigyelhető, növényzetre gyakorolt éghajlati hatások jó áttekintését adják Rosenzweig és mtsai. (2007), Peñuelas és mtsai. (2013), Garamvölgyi és Hufnagel (2013), Hufnagel és Garamvölgyi (2014), valamint Settele és mtsai. (2014). Természetesen az éghajlatváltozással egyidejűleg végbemenő ökológiai változások nem mindegyike köthető – közvetlenül/csak – a klímaváltozáshoz (Forchhammer és Post 2000, Parmesan és Yohe 2003). Az éghajlatváltozás nem csak az elterjedési területekre hat – bár kutatásom szempontjából nyilvánvalóan ez a legjelentősebb vonatkozás –, Hughes (2000), Walther és mtsai. (2002), Rosenzweig és mtsai. (2007), Kovács-Láng és mtsai. (2008), valamint Czúcz (2010) nyomán a következő hatáscsoportokat (az utolsó pont kivételével alkalmazkodási csoportokat) emelhetjük ki (vö. továbbá Settele és mtsai. (2014) csoportosításával):

- fiziológiai és morfológiai változások (növekedés, testfelépítés, szövetek, produktivitás);
- fenológiai változások;
- elterjedési terület változása (populációk kihalása, megjelenése, migrációja; invázió);
- közösségek összetételében és belső kölcsönhatásaiban (beleértve a táplálékhálózatot), az ökoszisztéma szerkezetében és dinamikájában (beleértve a szukcessziót), ökológiai stabilitásban (beleértve a társulások elszegényedését, generalista fajok terjedését, invázióval szembeni sérülékenységet, szélsőséges időjárási eseményekkel szembeni sérülékenységet), ökoszisztéma-szolgáltatásokban bekövetkező változások;
- genetikai adaptáció;
- kihalás.

Szervezeti szintek szerinti bemutatást Peñuelas és mtsai. (2013) adnak. Kovács-Láng és mtsai. (2008) szerint hosszú távon az ökológiai stabilitás sérülése okozhatja a legnagyobb problémát. Hosszabb időskálán elvben az egyetlen lehetséges alkalmazkodási stratégia a genetikai adaptáció lenne (Czúcz 2010), mely azonban félő, hogy – főként lassú nemzedékváltású és alacsony

*Irodalmi áttekintés*

szaporodási rátájú fajok esetén – nem lesz képes az éghajlatváltozás sebességével felvenni a versenyt (Kovács-Láng és mtsai. 2008).

Az éghajlatváltozás természetesen nem csupán közvetlen módon, hanem áttétesen, pl. a kórokozók, kártevők és pollinátorok által (lásd: Linderholm 2006, Ladányi és Horváth 2010) is hat a növényfajokra. E hatások, ha nem faji szinten értelmezzük azokat, a közösségek összetételének megváltozásával egyenértékűek. Ehhez hasonló, lépték- és szervezetszint-függő párhuzamok tekintetében lásd Czúcz (2010) munkáját.

### **4.2.3. Az éghajlatváltozás várható hatása Magyarország élőhelyeire**

Magyarország rekonstruált természetes növénytakarójáról több ismeretünk van, mint a potenciális vegetációjáról<sup>17</sup>. Zólyomi (1967), Jakucs (1981) és Zólyomi (1989) munkái a prehumán állapotról számolnak be (Somodi és mtsai. 2009, Somodi és mtsai. 2010, Barha és mtsai. 2014). Finomabb felbontásban, elsősorban a dísznövény-alkalmazást segítő, budapesti kivágatban (Debreczy 1987) és szűk Pest megyei kivágatban (Almási és Fürstand 2001) készült egy-egy prehumán<sup>18</sup> állapotot rögzítő térkép. Ezek jelentősége a dísznövény-alkalmazás és a tájépítészet szempontjából kisebb, mint a potenciálisvegetáció-térképeké (Balogh és mtsai. 2013). A potenciális elterjedést illetően – nyilvánvaló gazdasági vonatkozásuknak köszönhetően – elsősorban az erdőkről áll rendelkezésre irodalom.

A zárt erdők a 21. század végéig ugyan Európa nagy részén megmaradhatnak, de a Mediterráneumban, a Fekete-tenger partján, valamint a Kárpát-medencében a század során a nyitottabb fás élőhelyek felé tolódik a hangsúly (Hickler és mtsai. 2012). Ezt a megállapítást azon hazai modelleredmények is megerősítik, amelyek az erdőalkotó fő fafajaink potenciális elterjedését vagy éghajlati érzékenységét vizsgálják (Mátyás és mtsai. 2009, Mátyás és mtsai. 2010a, Mátyás és mtsai. 2010b, Czúcz és mtsai. 2011, Rasztovits és mtsai. 2012, Móricz és mtsai. 2013, Czúcz és mtsai. 2013, Rasztovits és mtsai. 2014). Az eredményeket alátámasztja és kiegészíti Czúcz (2010) számos élőhelyre készített predikciója. Általában megfigyelhetjük, hogy a zonális élőhelyek sérülékenyebbek lehetnek (Mátyás és mtsai. 2007, Czúcz 2010, Móricz és mtsai. 2013), továbbá, hogy az erdők potenciális elterjedését döntően a szárazság limitálja hazánkban (Mátyás és mtsai. 2009, Mátyás és mtsai. 2010b, Czúcz és mtsai. 2011, Rasztovits és mtsai. 2012, Czúcz és mtsai. 2013, Rasztovits és mtsai. 2014). Az éghajlatváltozásnak az Alföld területén megfigyelt és a jövőben várható táji és vegetációs változásait illetően lásd Rakonczai és mtsai. (2012), valamint Rakonczai (2003) munkáját.

Magyarország jövőbeli potenciális vegetációjára eddig egyszer készült olyan modell (Czúcz 2010), mely a vizsgálati terület léptékéhez viszonyítva elégséges felbontású, továbbá tárgya nem faj vagy funkcionális növénycsoport (Plant Functional Type), hanem élőhely. Ehelyütt nem ismétlem

<sup>17</sup> A különbség kapcsán lásd a 4.4. fejezetben írtakat.

<sup>18</sup> Debreczy (1987) a térképét "a lehetséges vegetáció térképe" és "potenciális vegetációtérkép" nevekkkel illeti, ami a mai szakterminológia szerint félrevezető.

Czucz (2010) megállapításait<sup>19</sup>, az általa alkalmazott módszerek és adatok legfontosabb különbségeit pedig később tekintem át<sup>20</sup>.

#### **4.2.4. Az éghajlatváltozás és a dísznövények kapcsolata<sup>21</sup>**

Az éghajlatváltozás és a dísznövények kapcsolata három szempontból különbözik számottevően az éghajlatváltozás és a természetes növényzet közötti kapcsolattól:

- a kapcsolat lényegileg egyirányú, dísznövény-alkalmazással – természetesen ha eltekintünk a díszértékkel bíró fajok erdészeti telepítésétől – az éghajlat változását érdemben nem tudjuk mérsekélni. Vagyis a dísznövények mitigációs szerepe elhanyagolható;
- a dísznövények funkciója alapvetően más, mint a természetes növényzeté, a dísznövények által nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások közül elsősorban azokat tartjuk fontosnak, amelyek közvetlenül hatnak az emberi komfortérzetre, beleértve a mikroklímára kifejtett hatásukat, a kulturális és esztétikai értéküket. Ennek megfelelően az éghajlatváltozás – bár nagyrészt ugyanolyan módon hat a dísznövényekre, mint a természetes növényzetre (de vö. a következő ponttal) – szerepét is az említett szűrőn keresztül érdemes vizsgálni;
- a dísznövények védettebbek az éghajlat változásával szemben, mert mind a helyszínválasztás, mind a telepítés, mind pedig a fenntartás erős emberi behatással történik, és e döntések/beavatkozások célja mindenkor párhuzamos a dísznövények sérülékenységének csökkentésével.

A természetes vegetáció fajaihoz hasonlóan a dísznövények fenológiai fázisaira is hat az éghajlatváltozás, azonban ez nem ökológiai konfliktushoz vezet, hanem többek között elavulttá teszi az – akár évtizedek tapasztalatával megalkotott – fenológiai kalendáriumokat (pl. Schmidt 2003). A dísznövények várhatóan a jövőben nem akkor (hanem korábban) hajtanak, lombosodnak, virágoznak, és termést sem akkor érlelnek, amikor azt a kalendáriumok jelzik. A Kárpát-medencére és környékére vonatkozóan viszonylag kevés olyan tanulmány született, amely a dísznövények éghajlatváltozásra adott fenológiai válaszát vizsgálja (pl.: Keresztes 1984, Walkovszky 1998, Varga és mtsai. 2012, Schieber és mtsai. 2009, Major 2015, Szabó és mtsai. 2016), azonban az eredmények nagyrészt egybehangzóak. A tavaszi fenológiai változásokat elsősorban a hőmérséklet határozza meg, a csapadékeloszlás változásának nincsen kimutatható hatása (Szabó és mtsai. 2016). A várható éghajlatváltozással párhuzamokat mutató városi hőszigetelés hatású dísznövények virágzási idejére kifejtett hatása (Lakatos és Gulyás 2003) felhívja a figyelmet arra, hogy városokban e két hatás eredőjére (várhatóan többé-kevésbé az összegére) kell számítanunk. A taxonok eltérő reakciója miatt a megszokott összeültetések is átalakulhatnak. Hasonlóképpen a tavaszi fenológiai változásokhoz, az őszi lombszínt adó taxonok díszértéke is változhat, beleértve a színeződés kezdetét és végét, valamint a szín intenzitását (Archetti és mtsai. 2009, Bede-Fazekas és mtsai. 2015a, Bede-Fazekas és mtsai. 2015b). Az őszi lombszín várható változásának kérdéskörét árnyalja, hogy fenológiai és biokémiai ismereteink ellenére kialakulásának evolúcióját és adaptív szerepét

<sup>19</sup> Eredményeimrel való összevetését lásd a 6.4. fejezetben.

<sup>20</sup> Lásd: 5.1.2. fejezet.

<sup>21</sup> Ehelyütt a 4.2.2. fejezetben írtakat nem ismétlem meg.

*Irodalmi áttekintés*

nem ismerjük (Archetti 2009). Összességében tehát a vegetációs időszak is megnő (vö.: Linderholm 2006). A különböző fenológiai állapotok egymással való kapcsolatát Hänninen és Tanino (2011), valamint Schwartz (2013) tekinti át. Az éghajlatváltozás és a fenológia kapcsolatának alaposabb áttekintését adja Hudson és Keatley (2010).

Természetesen nem csupán a fenológiára hat az éghajlatváltozás, hanem a 4.2.2. fejezetben adott felsorolás minden pontját értelmezhetjük dísznövények esetén is az alábbi változtatásokkal. A telepített és a természetes vegetációt alkotó növények fiziológiája hasonlóképpen változhat, azonban az előbbi könnyen és gazdaságosan befolyásolhatjuk (pl. árnyékolás, mikroklíma alakítása). Az elterjedési területnek a dísznövényekre értelmezhető megfelelője a telepíthetőségi terület<sup>22</sup>. Az összetétel és szerkezet megváltozásában is találhatunk a dísznövények és a természetes vegetációt alkotó növények között párhuzamokat: beporzók, kártevők és kórokozók, csökkent ökoszisztéma-szolgáltatások, generalisták terjedése stb. A genetikai adaptáció helyett dísznövények esetén inkább az irányított fajtaszelekciót emelhetjük ki (vö. pl. Hódi Tóth József és Debreczy Zsolt munkásságával; Bede-Fazekas 2009), míg kihalás helyett/mellett a telepítésre javasolt dísznövények köréből való kikerülést.

A várható éghajlatváltozás iránya és mértéke mindenképpen szükségessé teszi a napjainkban alkalmazott dísznövények körének alapos újragondolását, illetve várhatóan az egyes dísznövények szerepét, jelentőségét is megváltoztatja majd (Bede-Fazekas 2012, Maráczai 2014). A téma alig kutatott, és a nemzetközi irodalom mindenkor csak fenntartásokkal vonatkoztatható a hazai viszonyokra. Mindezt a következőkben részben saját meglátásomra hagyatkozva sorolok fel néhány várható következményt:

- a szárazságtűrő, melegkedvelő (evvel összefüggésben napjainkban talán még fagyérzékeny) taxonok jelentőségének növekedése és a vízigényes vagy páraigényes taxonok háttérbe szorulása várható, és egyben javasolt is (Szabó és Bede-Fazekas 2012; vö. továbbá: Barna 2002, Mohácsiné Szabó 2007, Bede-Fazekas 2012);
- a jelenleg még fagyérzékenysége vagy télérzékenysége miatt hazánkban nem telepíthető taxonok egy részét a jövőben várhatóan téli védelem nélkül telepíthetjük majd, különösen – a hőszigetethatásnak köszönhetően – városokban (vö.: Mohácsiné Szabó 2007, Bede-Fazekas 2009, Schmidt és Sütöriné Diószegi 2010a, Schmidt és Sütöriné Diószegi 2012, Maráczai 2014, Schmidt és mtsai. 2015). Maráczai (2014) felhívja a figyelmet, hogy a melegigényes dísznövények fagyűrési zónába történő irodalmi besorolását a hazai tapasztalatok alapján néhol át kell értékelnünk. A fagyűrési zónák elmozdulását elmúlt évtizedekben sikerült kimutatni (Hunter 2011), és további eltolódását várhatjuk;
- általában a tágtűrűsű, igénytelenebb (de talán evvel összefüggésben kisebb díszértékű) taxonok kertépítészeti jelentősége megnövekedhet (Hunter 2011). Ezek telepítése néhány olyan tájépítészeti eszközhöz kapcsolódhat (pl. beszivárogtató árkok, extenzív zöldtetők), amelyek az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodást segítik. A nagy fenotípusos plaszticitással bíró fajok telepítése javasolt (Hunter 2011);

<sup>22</sup> Lásd részletesebben a 4.4. fejezetben.

*Irodalmi áttekintés*

- az előző ponttal összhangban az olyan szárazságtűrő taxonok, amelyek a hirtelen lehulló csapadékot hasznosítani tudják, a jövőben fontos dísznövényeink lesznek. Ilyenek többek között a pozsgások (Sedum fajok, Sempervivum fajták);
- a nagyvárosi növényalkalmazás nehézségeit az éghajlatváltozás várhatóan fokozni fogja, mivel a telepítésre eddig javasolt dísznövények köre tovább szűkülhet (vö.: Szaller és mtsai. 2014, Orlóczy 2014);
- az intenzív gyepfelületek és intenzív zöldtetők, tetőkertek, valamint a további olyan kultúrák, amelyek jelentős többletvíz-kijuttatást igényelnek, a jövőben jóval nagyobb költséggel lesznek fenntarthatók (vö.: Nagase és Dunnett 2010, Bede-Fazekas 2012), telepítésük ezért többször is meggondolandó. Természetesen mindenkor mérlegelés tárgya kell, hogy legyen az, hogy e kultúrák – ha városi szövetbe ékelődnek – jellemzően az alkalmazkodás fontos eszközei is egyben<sup>23</sup>;
- mivel nem tudjuk pontosan, hogy éghajlatunk hogyan fog változni, és így nem lehetséges előre meghatározni a telepítésre megfelelő növénytaxonokat, melynek egyenes következménye, hogy az éghajlatváltozás várható hatásának mérséklésére a dísznövények faj- és fajtadiverzitását, illetve funkcionális diverzitását növelni kell. Így lehetőségünk nyílik olyan kerteket és szabadtereket tervezni, amelyek sérülékenysége viszonylag alacsony (vö.: Nagase és Dunnett 2010, Hunter 2011, Balogh és mtsai. 2013, Van Mechelen és mtsai. 2015);
- az előző ponttal összefüggésben várható, hogy az ökológus dísznövény-alkalmazás a jelenleginél nagyobb szerepet fog kapni, mert vélhetően a városi zöldinfrastruktúra sérülékenységét csökkenti<sup>24</sup>;
- a hazánkban jelenleg honos fajok telepítése várhatóan a jövőben mind hátrébb szorul, amely az őshonos élővilág részére nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatások mértékét összességében csökkenti (vö.: Mohamad és mtsai. 2013, Gong és mtsai. 2013);
- mivel a megváltozott éghajlat olyan niche-eket nyithat meg, amelyeket félő, hogy egzóta dísznövények fognak hamarabb feltölteni, mint a honos fajok (amely hosszú távon hazánk ökológiai állapotának jelentős és visszafordíthatatlan leromlásához vezethet), a dísznövénytaxonok inváziós hajlamára az eddigieknél nagyobb figyelmet érdemes fordítani (vö.: Schmidt és Sütöriné Diószegi 2010b). Kendle és Rosa (2000), Walther és mtsai. (2009), valamint Hitchmough (2011) jó áttekintést ad az őshonosság, inváziós hajlam, éghajlatváltozás és városi zöldinfrastruktúra kapcsolatáról;
- a vegetációs időszak megnövekedése (Linderholm 2006) miatt várhatóan az ősszel díszítő taxonok jelentősége megnő, a rövid ideig díszítő, illetve visszahúzódó dísznövények jelentősége csökken, a sokáig (pl. virágával – *Kerria japonica*, *Rosa* teahibrid fajták) díszítő taxonoké pedig nő;
- a téli csapadék várható növekedése a téli nedvességre érzékeny, a pangó vizet kerülő dísznövényeink telepíthetőségét negatívan érintheti. Az ilyen taxonok (pl. *Lewisia cotyledon*,

---

<sup>23</sup> Lásd a 4.2.1. fejezetben.

<sup>24</sup> Vö. a 4.2.1. fejezetben hivatkozott irodalmakkal.

*Irodalmi áttekintés*

*Araucaria araucana*) telepítésénél az ültetőközeg vízáteresztő képességére az eddigieknél nagyobb figyelmet szükséges fordítani;

- a télen virágzó, de a nagy hidegben a virágzást szüneteltető taxonok díszértéke a jövőben várhatóan tovább emelkedik. Ilyenek pl. a *Viburnum × bodnantense*;
- elképzelhető, hogy az éghajlatváltozás következtében a hóborította napok száma csökkenni fog (vö. az elmúlt 100 év trendjével – pl.: MET 2016), ebben az esetben az örökzöld talajtakarók (pl. *Hedera helix*, *H. colchica* és *H. fajták*, *Vinca minor*) jelentősége felértékelődhet.

### 4.3. Prediktív ökológiai modellezés. Az éghajlatváltozás hatásai modellezésének módszerei és eszközei

A prediktív ökológiai modellek célja, hogy valamilyen szerveződési egység (faj, társulás, élőhely) valamely tulajdonságára (előfordulási valószínűség, életképesség, inváziós hajlam, diverzitás stb.) predikciót, vagyis becslést adjanak jellemzően a tér-idő sík olyan pontjaiba, amelyen e tulajdonságot nem ismerjük. Ebben a gyakran előforduló esetben a modell – a tér-idő síkon – extrapolál (ez azonban nem feltétlenül jelenti azt, hogy a környezeti hipertérben ne interpolálna). A prediktív ökológiai modellek építése és predikcióik elemzése számos tudományág és a döntéshozók számára is hasznos információkat nyújt (vö. pl. Heikkinen és mtsai. (2006), Mátyás (2010), Froese (2012), Guisan és mtsai. (2013), valamint Villero és mtsai. (in press) megállapításával), annak ellenére, hogy ezek hangsúlyozottan csak modellek. Az előfordulási valószínűségeket előrejelző prediktív ökológiai modelleknek (melyet az irodalom általában fajelterjedési modelleknek – Species Distribution Model, SDM – nevez, függetlenül attól, hogy nem csak fajokat vizsgálhatunk velük, hanem pl. élőhelyeket) két gyökeresen eltérő típusa létezik (Guisan és Zimmermann 2000, Pearson és Dawson 2003), habár a kettő kombinálására is ismerünk példát (Rougier és mtsai. 2015). E kettő a fiziológiai, más néven mechanikus vagy folyamatmodellek (Physiological Model, Mechanistic Model, Process-based Model – példákat lásd Heikkinen és mtsai. (2006) felsorolásában) és a korrelatív modellek (Correlative Model) köre. Utóbbit nevezik még éghajlat-körbehatároló modellnek vagy éghajlati burkológörbe-modellnek (Climate Envelope Model, CEM), statisztikai bioklimatikus körbehatároló modellnek (Statistical Bioclimatic Envelope Model) és niche-modellnek, ökológiai niche-alapú modellnek vagy környezeti niche-modellnek (Ecological Niche-based Model, Environmental Niche Model ENM) (bővebben lásd: Guisan és Zimmermann 2000, Heikkinen és mtsai. 2006). Egyes irodalmak a CEM fogalmát szűkebb értelemben használják, amelyre jó példa a BIOCLIM, HABITAT és DOMAIN modellek (lásd alább), valamint Bede-Fazekas (2012) munkája. E módszerek egyszerűbbek, de átláthatóságuk, könnyű interpretálhatóságuk előnyükre válik (Lobo szem. közl. 2003). A mechanisztikus és korrelatív modellek összehasonlítása végett lásd Guisan és Zimmermann (2000), Fischlin és mtsai. (2007), valamint Czucz (2010) munkáját, továbbá az azokban hivatkozott irodalmakat.

Kutatásom során korrelatív modellezést végeztem, amely igen kedvelt módszere az éghajlatváltozás hatása szemléltetésének (Heikkinen és mtsai. 2006). A korrelatív modellek –



*Irodalmi áttekintés*

kiindulva abból a feltételezésből, hogy a vizsgálati egység (esetemben élőhely) elterjedése többé-kevésbé egyensúlyi, statikus helyzetben van, továbbá az elterjedését döntően abiotikus és a jelenben tapasztalt környezeti jellemzők alakítják – összefüggést keresnek a vizsgálati egység előfordulása (és/vagy elő nem fordulása – lásd később: jelenlét-hiány modell) és a környezet között (részletesebb elméleti leírását lásd többek között Guisan és Zimmermann (2000) munkájában). Hickler és mtsai. (2012), valamint Heikkinen és mtsai. (2006) meglátásával egyetértésben hangsúlyozandó, hogy a korrelatív modellek – hagyományos módon, bár erre lehetőségük adódik – nem veszik figyelembe a biotikus kölcsönhatásokat (vö.: Brown és mtsai. 1996, Gaston 2003), az atmoszférikus szén-dioxid-szint változásának hatását a növényi produktivitásra (Ainsworth és Long 2005), a múltbeli biogeográfiai eseményeket (Svenning és Skov 2004) és a földfelszíni vízkörforgást (Gerten és mtsai. 2005). Az említett összefüggést a valós – földrajzi – tér helyett a környezeti háttérváltozók (prediktorok) által kifizített hipertérben formalizálja a modell (a szűkebb értelemben vett CEM egy hipertéglatestet rögzít), predikcióit pedig a valós térbe vetíti<sup>25</sup>.

A korrelatív modelleknek, és általában is a prediktív ökológiai modelleknek az irodalma bőséges, melynek ehelyütt még megközelítő áttekintésére sem vállalkozhatok. A modellezésnek több (és napjainkban is folyamatosan növekvő számú) módszere ismert, továbbá a modellezés jónéhány elméleti vonatkozásában még a mai napig nem jutott nyugvópontra a szakirodalom. Ilyen témák többek között a hibák kezelése (vö. pl. Hanspach és mtsai. (2011), valamint Beaumont és mtsai. (2008) munkájával<sup>26</sup>), a kiértékelés mérőszámai (vö. McPherson és mtsai. (2004), valamint Lobo és mtsai. (2008) munkájával<sup>27</sup>), a modellek megbízhatóságának prevalenciafüggése (Hernandez és mtsai. 2006, Jiménez-Valverde és mtsai. 2009, Hanspach és mtsai. 2011), a megfelelő háttérváltozók kiválasztása (vö. Dormann és mtsai. (2013) írásával<sup>28</sup>), a túllillesztés (overfitting; vö. Heikkinen és mtsai. (2006) által idézett irodalmakkal), a predikciók megbízhatósága (Pearson és Dawson 2003, Botkin és mtsai. 2007) és az egyensúlyi feltétel teljesülése (Guisan és Zimmermann 2000, Svenning és Skov 2004). Mindezt e fejezetben inkább csak nagy vonalakban tekintem át a modellezési megközelítéseket, elsősorban azon szempontokat előtérbe helyezve, amely a kutatásom során meghozott döntéseket kontextusba helyezik, esetleg indokolják. A téma alaposabb megismerése végett lásd Elith és Leathwick (2009) áttekintő munkáját és az abban citált számos irodalmat, valamint Guisan és Zimmermann (2000), Pearson és Dawson (2003), Heikkinen és mtsai. (2006), Drew és mtsai. (2011), továbbá Naimi és Araújo (2016) tanulmányát.

A gyakran alkalmazott, ezért alább bemutatott, és a bemutatásra ehelyütt nem kerülő módszereknek nem csupán a technikai irodalma bőséges, hanem az alkalmazásukat bemutató cikkek, és a különböző módszereket összevető kutatások száma is jelentős. Ezekből néhányat korábban áttekintettem (Bede-Fazekas 2012, Bede-Fazekas 2013a). Nincsen olyan módszer, amely minden szempontból és minden vizsgálati egységre minimalizálná a hibákat, vagyis nincsen legjobb módszer (Stankowski és Parker 2010). Ugyanakkor bizonyos paraméterek szerint a modellezési megoldásokat csoportosíthatjuk, értékelhetjük és rangsorolhatjuk is akár (lásd pl.: Heikkinen és

<sup>25</sup> A modellezés logikájának további részleteiről lásd az 5.1.1. fejezetben írákat.

<sup>26</sup> továbbá az 5.1.2. fejezetben hivatkozott irodalmakkal

<sup>27</sup> továbbá az 5.4.1.2. fejezetben citált irodalmakkal

<sup>28</sup> valamint az 5.4.1.1. fejezetben hivatkozott irodalmakkal

*Irodalmi áttekintés*

mtsai. 2006 és az abban citált irodalmak, Hernandez és mtsai. 2006, Pearson és mtsai. 2006, Elith és Graham 2009, Dormann és mtsai. 2013). Az összehasonlító kutatások és metaanalízisek közül is kiemelendőnek tartom Thuiller (2004) munkáját (vö.: Thuiller 2014), aki rávilágított, hogy a modellezési módszer választásának nagyobb jelentősége lehet, mint az éghajlatmodell és forgatókönyv vonatkozásában hozott döntésnek. Ennek megfelelően alább lehetőleg mind több módszert áttekintek<sup>29</sup>.

A korrelatív modelleknek (illetve azon tanító adatoknak, amin e modellek épülnek) két fő típusa ismert. A jelenlét-hiány modellek (presence-absence model) esetén ismert minden pontban, hogy a vizsgálat tárgya (esetünkben egy adott élőhely) a tanító pontokban előfordul-e (jelenlét), vagy sem (hiány). A másik esetben nincs a birtokunkban minden tanító pontra vonatkozóan ez az információ, csupán annyit tudunk biztosan, hogy bizonyos pontokban előfordul a vizsgálat tárgya. Ekkor a többi pontban feltételezzük csupán, hogy a vizsgálat tárgya nincs jelen (álhiány). Ilyen adatok esetén jelenlétmódellet (presence-only model) vagy jelenlét-álhiány módellet (presence-pseudoabsence model) építhetünk, mely számos módszertani és interpretációs korláttal terhelt, azonban ennek ellenére informatív lehet a valós hiányadatok nélküli modellezés (Soberón és mtsai. 2000, Graham és mtsai. 2004, Elith és mtsai. 2006, Drew és mtsai. 2011). A jelenlét-hiány modellek csoportosító technikák (group discrimination techniques), míg a jelenlétmódellek körülhatároló technikák (profile techniques) Caithness (1995), valamint Robertson és mtsai. (2001) szerint. Néhány módszer, mint pl. a GAM vagy a BRT, az előbbihez, mások, mint pl. a BIOCLIM és a DOMAIN, az utóbbihoz sorolhatók (Guisan és mtsai. 2007a).

A korrelatív modellezést jellemzően valamilyen statisztikai vagy térinformatikai programkörnyezetben valósíthatjuk meg, azonban léteznek különálló szoftverek is, többek között ilyen a MaxEnt (Phillips és mtsai. 2006), a BIOCLIM (Busby 1991) és a DOMAIN (Carpenter és mtsai. 1993). Általában egy módszer többféle környezetben is rendelkezésre áll.

A két fő modellezési családot a (tágon értelmezve) statisztikai módszerek és mesterségesintelligencia-algoritmusok alkotják. Előbbihez tartoznak többek között a szűken vett éghajlathatároló modellek, mint amilyen a DOMAIN (Carpenter és mtsai. 1993), a HABITAT (Walker és Cocks 1991), a BIOCLIM (Busby 1986, Nix 1986, Busby 1991, Kadmon és mtsai. 2003, Beaumont és mtsai. 2005), az ökológiai niche-faktorelemzés (Ecological Niche Factor Analysis, ENFA, Perrin 1984, Hausser 1995) és még néhány további módszer. Ezek többsége jelenlétmódellet (Guisan és Zimmermann 2000).

Másik nagy irányt képviselnek az osztályozási és regressziós fák (Classification and Regression Trees, CART), melyek gráfelméleti fákat építenek, melyek általában rövidek és binárisak (ha nem rövidek, túl komplex módellet alkot, amelyet nehéz ökológiailag interpretálni). Minden csomópont (node) egy háttérváltozó szerinti elágazást jelöl, a levelek adják az előfordulási valószínűséget (lásd bővebben: Breiman és mtsai. 1984, Hastie és mtsai. 2001). Lényegileg az algoritmus rekurzív partícionálást végez, mind kisebb és kisebb homogén részhalmazokra bontja a tanító adatokat (Iverson és Prasad 1998). Kategorikus és folytonos adatokat egyaránt elfogad (Iverson és Prasad 1998), és az additívnál összetettebb interakciókat képes kezelni (De'ath és Fabricius 2000),

<sup>29</sup> Választásomat pedig az 5.4.1.2. fejezetben indoklom.

válaszgörbéje viszont nem folytonos (Austin 2002). A CART-ot nevezik még osztályozásifa-elemzésnek (Classification Tree Analysis, CTA). CART-ot alkalmaz többek között De'ath és Fabricius (2000), valamint Czúcz (2010).

Gyakran alkalmazott módszer a többszörös logisztikus regresszió (Multiple Logistic Regression), vagy az általánosított lineáris modell (Generalized Linear Model, GLM), melyet binomiális eloszlással és logisztikus kapcsolati függvénnyel alkalmazunk a potenciális elterjedési terület modellezéséhez. A GLM érzékeny az adatokra vonatkozó előfeltevések teljesülésére (Hirzel és Guisan 2002), továbbá hajlamos túl elmosott módon illeszteni a válaszgörbét, ezáltal növelve az elterjedési terület határán az első- és a másodfajú hibát is (Hanspach és mtsai. 2011). A GLM nem parametrikus kiterjesztése az általánosított additív modell (Generalized Additive Model, GAM), amely hajlamos a variancia téves becslésére (overdispersion, Leathwick és mtsai. 1996) és a túlillesztésre (overfitting). Egyszerű – és ökológiailag könnyen interpretálható – összefüggéseket tévesen túlbonyolíthat (Austin 2002). A GLM és GAM prediktív ökológiai modellként való alkalmazására példákat sorolnak Heikkinen és mtsai. (2006). A helyileg súlyozott regresszió (Locally Weighted Regression) a GAM-hoz hasonló nem parametrikus módszer, amely összetett válaszgörbét ad (Huntley és mtsai. 2004). A bemutatott módszerek borítottsági és ordinális adaton használható rokona a részleges esély-regresszió vagy ordinális logisztikus regresszió (Proportional Odds Regression, Ordinal Logistic Regression), amelyre például többek között Guisan és Harrell (2000), valamint Dirnböck és mtsai. (2003) mutatnak. A GLM további kiterjesztése az általánosított lineáris kevert modell (Generalized Linear Mixed Model, GLMM), melynek részleteiről és alkalmazásáról lásd Bolker és mtsai. (2009), valamint Swanson és mtsai. (2013) munkáját.

A mesterségesintelligencia-algoritmusok két gyakran alkalmazott típusa a mesterséges neuronháló (Artificial Neural Network, ANN, további szinonim neveit illetően lásd Bede-Fazekas (2013a) ismertetését) és az evolúciós algoritmus (Evolutionary Algorithm, EA), valamint annak altípusa, a genetikai algoritmus (Genetic Algorithm). Utóbbi utánozza az evolúciót vezérlő genetikai rekombinációt, mutációt és természetes kiválasztódást, és ha jól (megfelelő rátermettségi függvénnyel, rekombinációs módszerrel, valamint mutációs, utódképzési és visszahelyezési rátával) felparaméterezzük, alkalmas lehet a környezeti igény megtanulására és predikció készítésére (Bede-Fazekas 2013a). Általában azonban nem önállóan, hanem más módszerek keretében alkalmazzák a prediktív ökológiai modellezésben “genetikai algoritmus szabályhalmaz-predikcióhoz” néven (Genetic Algorithm for Rule-set Prediction, GARP), kezdeti ökológiai alkalmazása A.T. Petersonhoz köthető (lásd Heikkinen és mtsai. (2006) írását és a benne hivatkozott irodalmakat).

Az ANN-ek ötletét McCulloch és Pitts (1943) vetette fel, de igazán széleskörű alkalmazása csak a backpropagation (Werbos 1974a, Werbos 1974b) nevű tanulási algoritmus kifejlesztése után kezdődött, és napjainkig tart. Az ANN típusainak, tanulási algoritmusainak, lehetséges aktivizációs függvényeinek, valamint a módszer kialakulása és fejlődése történetének jó áttekintését adja Hewitson és Crane (1994), Hagan és mtsai. (1996), Gurney 1997), valamint van Leeuwen (2012). Az ANN korrelatív ökológiai modellként történő alkalmazását illetően lásd továbbá néhány korábbi munkámat (Bede-Fazekas 2013a, Bede-Fazekas 2015c). Az ANN képes különféle típusú háttérváltozók együttes kezelésére és robusztus az adatokban lévő zajjal szemben (Heikkinen és mtsai. 2006).

### *Irodalmi áttekintés*

Közismert megközelítés az entrópiamaximalizálás módszere (Maximum Entropy, MaxEnt), amely jelenlét-álhiány modellt épít azáltal, hogy megkeresi a legnagyobb entrópiájú valószínűségi eloszlást számos korlátot figyelembe véve (Phillips és mtsai. 2006). A módszer alaposabb statisztikai áttekintését valamint alkalmazási lehetőségeinek bemutatását Elith és mtsai. (2010b) adják.

A mesterséges intelligenciára épülő módszerek gyakran feketedobozként működnek (Black Box Methods), vagyis a felépült modellek ökológiai interpretációja nehéz vagy lehetetlen (vö.: Heikkinen és mtsai. 2006, Elith és mtsai. 2008). Ettől még predikcióra jól alkalmazhatóak, ugyanakkor a szakértői validációt nehezítik.

A statisztikai és mesterséges intelligencián alapuló módszerek ötvözete többek között a véletlen erdők (Random Forests, RF, Breiman 2001) és a fejlődő/sokasított regressziós fák (Boosted Regression Trees, BRT)<sup>30</sup>. A RF a BRT-hez hasonlóan a CART-on alapul és több fát épít, azonban boosting helyett bagging nevű eljárást alkalmaz (Evans és mtsai. 2010). Hajlamos a túlillesztésre (Dormann és mtsai. 2013), valamint a hibás változószelekcióra (Strobl és mtsai. 2007). Ökológiai alkalmazási lehetőségeiről lásd többek között Prasad és mtsai. (2006), valamint Cutler és mtsai. (2007) munkáját.

## **4.4. Potenciális vegetáció és potenciális telepíthetőségi terület**

A potenciális természetes vegetáció (Potential Natura Vegetation, PNV) – a továbbiakban csak potenciális vegetáció – a növényzetnek az az elméletben létező természetes állapota, amely a – jelen vagy valamely időszak – vegetációs állapota és az emberi hatások különbségeként körvonalazható (Tüxen 1956), vagyis a PNV az emberi behatásoktól mentes növényzeti állapot. Westhoff és van der Maarel (1973) megfogalmazásában a PNV az az egyensúlyi végállapot, amelyet a vegetáció idővel elér, ha az emberi ráhatások egy csapásra megszűnnek. Westhoff és van der Maarel (1973) definíciójával ellentétben Tüxen (1956) még nem különítette el élesen a prehumán vegetációt a PNV-től, amely az értelmezésben problémákat okozott (Kowarik 1987). Moravec (1998), valamint Somodi és mtsai. (2012) is szükségesnek látják a két összemosott fogalom különválasztását. Tüxen (1956) többek között rögzítette, hogy a hosszútávú szukcessziós folyamatok – mint amelyet a globális éghajlatváltozás is okoz – nem vehetők figyelembe. Ma azonban ezt a szempontot a prehumán vegetáció esetén érvényesítjük (Somodi és mtsai. 2012).

Kowarik (1987) felhívja a figyelmet, hogy a potenciális vegetációt – a prehumán vegetációval ellentétben – visszafordíthatatlan módon befolyásolta számos emberi hatás, többek között a talaj bolygatása vagy az egzóták betelepítése. Moravec (1998) szerint ahol az abiotikus – de vö. az előbb idézett szerzőt a biotikus hatásokkal kapcsolatban – környezet (domborzat, kőzet, talaj, éghajlat, vízháztartás) nem változott meg emberi behatásra, ott a prehumán és a potenciális vegetáció lényegileg megegyezik. A prehumán vegetációt Moravec (1998) rekonstruált elsődleges természetes

<sup>30</sup> Utóbbi bemutatását a felparaméterezés és a modellezési lépések részleteivel együtt lásd az 5.4.1.2. fejezetben.

*Irodalmi áttekintés*

vegetációnak nevezi (reconstructed natural (primary) vegetation). A prehumán vegetációval szemben a potenciális vegetáció modellezése a természetvédelem és a restaurációs ökológia számára hasznosabb információkat nyújthat, hiszen a valaha volt élőhelyek visszaállítása sok esetben már nem reális restaurációs célkitűzés (Jackson és Hobbs 2009). Az előzőekhez kapcsolódó fogalmak még a potenciális, helyszínhez illő vegetáció (Potential Site-adapted Vegetation, PSV), melynek értelmezését lásd Leuschner (1997) munkájában, valamint a potenciális helyettesítő vegetáció (Potential Replacement Vegetation, PRV), amely feltételezett további antropogén beavatkozások mellett alakulhat ki a területen (Chytrý 1998). Bizonyos értelmezések szerint a PRV az ember segítette inváziós folyamatokat is magában foglalhatja (Chytrý 1998, Somodi és mtsai. 2012). Az előzőekkel rokon fogalom a potenciális jövőbeli természetes vegetáció (Potential Future Natural Vegetation, PFV), amely a természetes folyamatok időbeliségét és a bolygatásokat is figyelembe vevő szukcessziós eredményt jelenti (Somodi és mtsai. 2012). Egy területnek – a különféle elképzelhető emberi hatásoknak megfelelően – több, különféle PRV-je lehet (Chytrý 1998). Más logika mentén, de egy helyszín PNV-je is többféle lehet – hiszen adott niche több élőhelynek is alkalmas –, ennek feloldására vezet be Somodi és mtsai. (2012) a többretegű potenciális természetes vegetáció (Multiple Potential Natural Vegetation, MPNV) fogalmát. Az MPNV ökológiai értelmezéséről és modellezési lehetőségeiről lásd másik munkánkat (Somodi és mtsai. benyújtott kézirat).

A potenciálisvegetáció-modellek jövőbeli időhorizontra adott becslései segítségével megérthetjük, és előre jelezhetjük az éghajlatváltozás növényzetére gyakorolt hatását (Somodi és mtsai. 2010). Chiarucci és mtsai. (2010) a potenciális vegetáció modellezésének módszertani és definícióértelmezési akadályairól írnak, amely állásponttal – Somodi és mtsai. (2012), valamint Loidi és Fernández-González (2012) érveit követve – nem érthetnek egyet. A PNV elméletével kapcsolatban további áttekintést adnak Loidi és mtsai. (2010), Farris és mtsai. (2010), valamint Mucina (2010). A megfigyelt állapotból a PNV-modell építése nehézségekbe ütközhet, ennek vonatkozásában lásd Härdtle (1995) és Zerbe (1998) munkáját.

Potenciális vegetáció modellezésére mind több példát ismerünk, ahogy a modellépítéshez szükséges adatok, erőforrások és technikák hozzáférhetővé válnak (pl. Bohn és mtsai. 2003, Bohn és mtsai. 2007, van Breugel és mtsai. (2015a), Gutierrez és mtsai. 2015, Faliński 2015). Némelyik modell globális, ugyanakkor ezek felbontása igen gyenge (pl.: Levvasseur és mtsai. 2012, Tian és mtsai. 2016). Az előző fejezetben írtaknak megfelelően a PNV modellezésére is több alternatív megoldást ismerünk (vö. pl. Hickler és mtsai. (2012) felosztásával), mint amilyen például a funkcionális növénycsoportokkal (Plant Functional Type, PFT) kalkuláló dinamikus, globális vegetációmodellek (Dynamic Global Vegetation Model, DGVM, Prentice és mtsai. 1993).

Barha és mtsai. (2014) megállapítását, miszerint a potenciális természetes erdőtársulás nem csak az aktuális erdőkre értelmezhető, kiterjeszthetjük bármilyen társulásra és élőhelyre. A pontenciális és a tényleges közötti eltérés lényege, hogy előbbi esetben a modell nem a valóságot kívánja visszaadni, hanem a lehetőséget. Lényegileg a potenciális elterjedési térkép a realizált niche helyett a fundamentális niche (környezeti hipertér) megjelenítése a valós térben<sup>31</sup>. Továbbá a lehetséges

<sup>31</sup> Vö. a 4.3. és az 5.1.1. fejezetekben írtakkal, valamint Guisan és Zimmermann (2000) észrevételeivel.

*Irodalmi áttekintés*

elterjedést sem szűkíti az alapján, hogy a vizsgált faj/társulás/élőhely el tud-e jutni a területre (pl. rendelkezésre áll-e kellő propagulum, mekkora a migrációs képesség) (Somodi és mtsai. 2012). Igaz ez annak ellenére, hogy a potenciális vegetáció megváltozása – elsősorban a biomhatárokon (Hickler és mtsai. 2012) – egyes modelleredmények szerint a megfigyeltnél jelentősen nagyobb migrációs rátát igényelne a növényektől (Hickler és mtsai. 2012). Az élőhelyek vagy fajok potenciális elterjedési területe, invazív fajok potenciális inváziós területe és dísznövények potenciális telepíthetőségi területe számos hasonlóságot mutat, lényegileg mindegyik csak a realizált niche-t tudja a modellépítés során megtanulni (lásd alább), és a fundamentális niche-re ad becslést, illetve annak térbeli vetületét jeleníti meg.

Disszertációmban telepíthetőségi területként utalok arra a földrajzilag értelmezett területre, ahol egy adott növény (kutatásomban: dísznövény) sikerrel telepíthető, vagyis különösebb telepítéskori beavatkozás és későbbi fenntartás nélkül megmarad. A definíciót árnyalja, hogy a telepíthetőségi terület a modell szempontjából valójában nem földrajzi lehatárolású, hanem valamilyen háttérváltozók által kifeszített hipertérben értelmezett, és csak a predikció során vetíti azt a földrajzi térbe<sup>32</sup>. Kutatásomban ezek a háttérváltozók az egyes élőhelyek potenciális elterjedési területén történő telepíthetőségek, de lehetnének akár abiotikus környezeti változók is (éghajlat, talaj, domborzat stb.). A potenciális telepíthetőségi területnek – ugyanúgy, mint a potenciális elterjedési területnek – húzhatunk éles határt, vagy – az elmosódott halmazok logikáját (fuzzy logic) követve – elmosódottan is körvonalazhatjuk azt, minden földrajzi pontban a {nem telepíthető; telepíthető} halmaz egy eleme helyett a [biztosan nem telepíthető; biztosan telepíthető] intervallum egy értékét megjelölve, mely egyfajta telepíthetőségi valószínűségként is értelmezhető (kutatásomban én ez utóbbi megoldást alkalmazom). Könnyen belátható, hogy az elmosódott potenciális telepíthetőségi terület átalakítása hagyományos, síkidomokból álló reprezentációvá viszonylag egyszerűen megvalósítható vágóérték alkalmazásával (pl. 0,5 alatt nem telepíthető, 0,5 fölött telepíthető), míg a másik irányra nincs kézenfekvő megoldás. Ezért (is) indokolt az elmosódott potenciális telepíthetőségi területet a hagyományos megközelítéssel szemben előnyben részesíteni.

A potenciális telepíthetőség – nem modellezésen alapuló – térképezése és e telepíthetőségi területek publikálása elvben nem lehetetlen és nem is haszontalan, hiszen a megfigyelések összegzésével és az eredménytérkép telepítési kísérletekkel történő megerősítésével elő lehet állítani őket, és a dísznövény-alkalmazók oldaláról nyilvánvalóan igény is mutatkozna e térképek használatára. Azonban ilyen telepíthetőségi térképek létezéséről nincsen tudomásom (Bede-Fazekas 2012), és e hiátust Kósa szem. közlésében (2016) megerősítette. Napjainkban a dísznövényeket a teljességre törekvő módon felsoroló és jellemző legelismertebb szakirodalmak vagy nem, vagy csak igen kevéssé utalnak a taxonok – tapasztalati adatokból következtetett – telepíthetőségére (Kósa szem. közl. 2016). Griffiths (1994) megadja azt a leghidegebb fagyűrési (USDA-) zónát (Kincer 1928), ahová a dísznövény telepíthető, Hillier (1973) pedig azt, hogy a taxon acidofil vagy sem. E két tényező az, amely leginkább meghatározza a dísznövények telepíthetőségét. A legtöbb komoly, nemzetközi irodalom még ennyi tapasztalati adattal sem segíti a növényalkalmazót, hanem vagy megadja az eredeti elterjedési területet (és a következtetések levonását az olvasóra bízva), vagy az

---

<sup>32</sup> Bővebben lásd az 5.1.1. fejezetben.

*Irodalmi áttekintés*

elterjedés alapján valószínűsített környezeti igényeivel jellemzi a növényt. Az elterjedési területből azonban nem lehet teljes bizonyossággal következtetni a környezeti igényekre, hiszen azok jellemzően tágabbak, mint az elterjedési területen tapasztalható környezeti állapottér (vö. fundamentális és realizált niche). Jó példa erre számos melegebb éghajlatú területről származó, de nem melegigényes dísznövényünk, illetve áttétesen azon melegigényes fajok is, amelyek genetikai diverzitásuknak köszönhetően magukban hordozzák a fagyűrő fajták kisselektálásának lehetőségét.

A potenciális telepíthetőségi terület térképes megjelenítéséhez azok a munkák állnak a legközelebb, amelyek megjelenítik, hogy az adott dísznövény által tolerált fagyűrési zónák hol helyezkednek el, így – csupán egy környezeti tényező alapján – modellezik a potenciális telepíthetőségi/elterjedési területet. Ha a taxon által kedvelt/elviselt zónákat az elterjedési területen megfigyelhető éghajlat alapján következtetjük, akkor lényegileg potenciális elterjedési területet kapunk, ha viszont telepítési tapasztalatok összegzéséből származik a növény környezeti igényére vonatkozó adat, akkor ténylegesen a potenciális telepíthetőségi terület modelljéről beszélhetünk.

## 5. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 5.1. Modellezési keretrendszer

#### 5.1.1. A kutatás logikája. A modellezési keretrendszer áttekintése

Kutatásom két fő pillérből áll: ökológiai modellezésből (élőhelymodellezésből) és dísznövények potenciális telepíthetőségi területének modellezéséből. Bár a második pillér az elsőre támaszkodik, fordítva ez nem igaz: az ökológiai modellezés önálló egységet képez, a telepíthetőségi modellezés viszont csak az előbbivel együtt értelmezhető. Az alábbiakban bemutatom e modellezési keretrendszer egyes elemeit, és egymásra épülésük módját.

A kutatásomban is alkalmazotthoz hasonló ökológiai modellek logikája megegyezik, legyen bár szó faj vagy társulás vagy élőhely valós vagy potenciális elterjedési területének modellezéséről akár statisztikai módszerrel, akár mesterségesintelligencia-algoritmussal megvalósítva (vö. többek között Elith és Leathwick (2009) áttekintő munkájával, és az abban citált számos irodalommal). E modellek felépítéséhez (illetve áttétesen a predikciók elkészítéséhez) mindig szükség van egy – vagy ritkán több – függő (magyarázott, válasz-) változóra, és több – ritkán egy – független (magyarázó, háttér-) változóra, utóbbiakat prediktornak is nevezzük. Kutatásom során függő változó gyanánt az élőhelyek előfordulási (jelenlét-hiány) adatát, háttérváltozóként pedig környezeti adatokat használtam. A modellezéshez használt adatok eredeti térbeli felbontását, valamint az adatelőkészítés és modellezés egyes részlépéseinek kapcsolatát és az általuk használt felbontást folyamatábrán mutatom be (4. ábra).

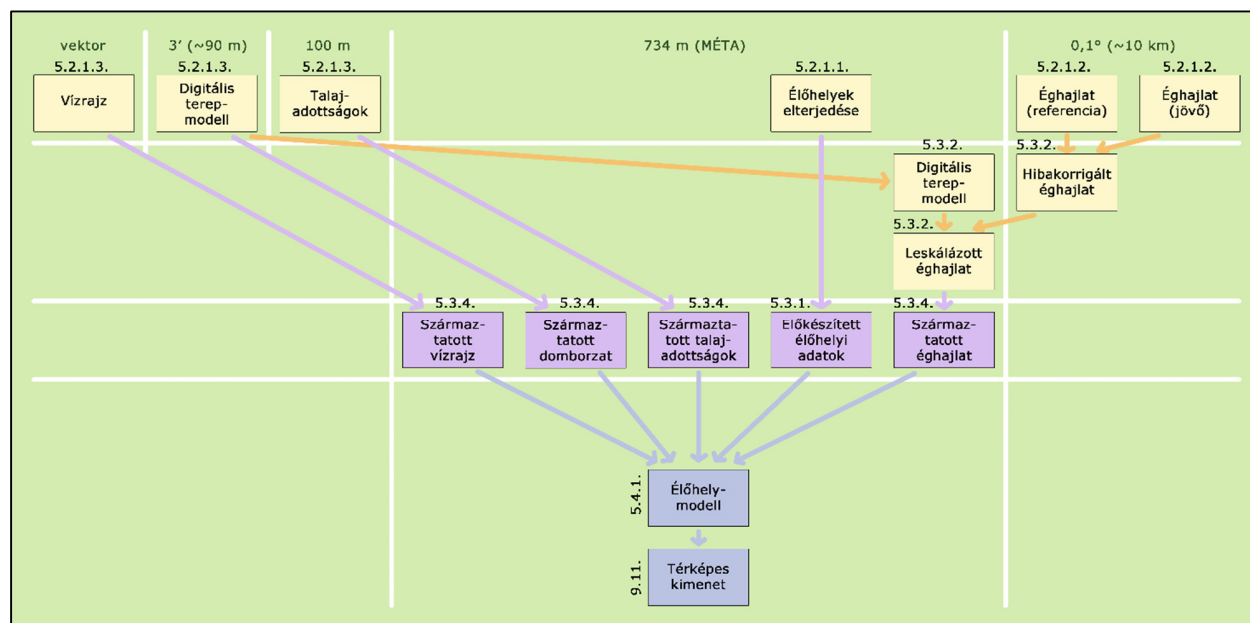
A modellek építése (tanítása) a predikciótól független, önálló lépés. Lényegileg egy olyan folyamat, amely során keressük az alábbi egyenletben jelzett függvények közül azt, amelyik a legjobb, vagy legalábbis kellően jó (1. egyenlet). A modell típusa és a modellépítés paraméterezése határozza meg, hogy mit értünk “kellően jó” függvény alatt, és hogy e jóságot miképpen számítjuk.

$$f(p_1, p_2, \dots, p_n) \approx v \quad (1)$$

Az  $f$  függvény a prediktorokhoz ( $p_1, p_2, \dots, p_n$ ) mint vektorokhoz rendelt értékkel próbálja közelíteni a válaszváltozót ( $v$ ), mely szintén vektor (vö.: Austin és Van Niel 2011). A vektorok elemei a földrajzi pontokban értelmezett prediktor-, illetve válaszváltozó-értékek; a vektorok hossza



megegyezik, vagyis minden vizsgált ponthoz tartozik  $n$  darab prediktorérték és egy válaszváltozó-érték. A függvény a nagyon egyszerűtől (pl. a prediktorok lineáris kombinációját előállító lineáris modelltől) az átláthatatlanul összetettig (fekete doboz, black box, pl. egyes mesterségesintelligencia-modellek) változhat. Felépített modellel lehet később predikciót, előrejelzést készíteni. A predikció során – jellemzően a tanításkor alkalmazottól eltérő – prediktorértékeket adunk a függvénynek, és a függvény értéke lesz a predikció eredménye.



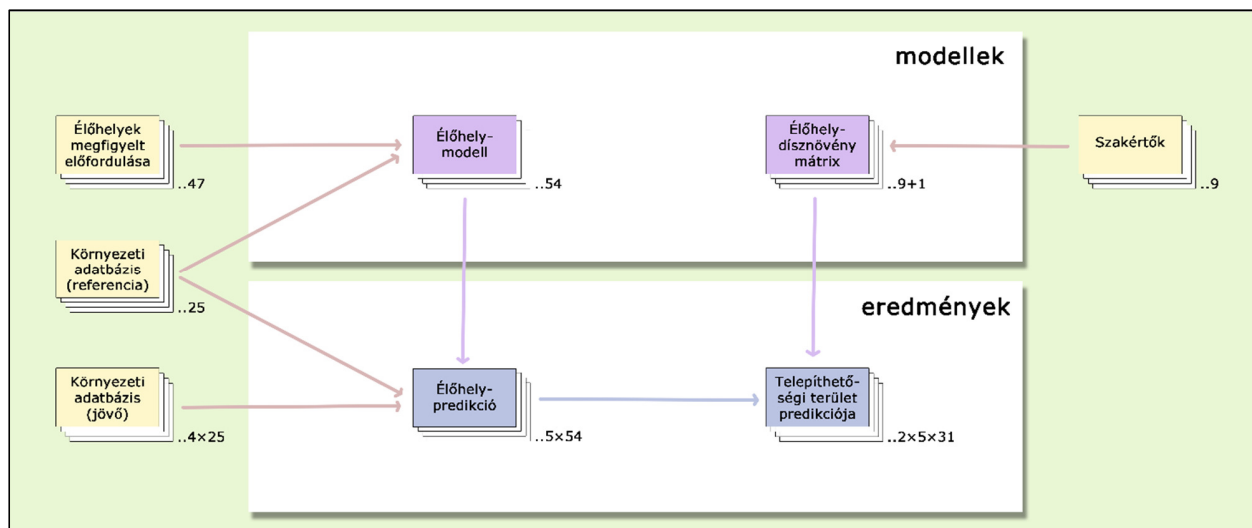
4. ábra. Az élőhelymodellezés egyes részlépéseinek és a felhasznált adatoknak a kapcsolata és térbeli felbontása. A részlépések és adatok részletes bemutatását lásd az ábrán megjelölt fejezetekben.

A kutatásomban alkalmazott ökológiai modell minden vizsgált élőhelyre egy olyan függvényt talál, amelyek értelmezési tartománya 25 prediktorvektor, és nagyságrendileg 5000 darab háromszintű logikai elágazásrendszer kombinációjából épül fel. A függvény a predikció során egy 0 és 1 közötti értékekből álló vektort ad eredményül (értékkészlet), mellyel minden földrajzi pontban meghatározza, hogy az adott élőhely potenciálisan mekkora valószínűséggel fordulhatna ott elő, ha valamilyen lehetőség volna megtelepedni.

A második pillér, a dísznövények potenciális telepíthetőségi területének modellje az ökológiai modellel végzett predikciókra épül, azokat fogadja bemenetként. A telepíthetőségi modell szerkezete az előzőnél nagyságrendekkel egyszerűbb, lévén, hogy nem algoritmikus tanítással épül fel, hanem szakértői döntések alapján. A modell algoritmikus tanítása nem is lenne lehetséges, hiszen nincsen tanító válaszváltozóm: nem ismerem kellő számú földrajzi pontban, hogy ott a vizsgált dísznövények biztosan telepíthetőek-e. A telepíthetőségi modell az élőhelyek jósolt (predikált) előfordulási valószínűségéhez egy könnyen értelmezhető és szemléltethető eszközzel, az élőhely-dísznövény mátrixsal kapcsolja a dísznövények telepíthetőségét mint valószínűségi értéket. E mátrix a soraiban a vizsgált dísznövényeket, oszlopaiban pedig a vizsgált élőhelyeket tartalmazza. Cellái egy 0 és 1 közötti számmal kifejezik, hogy az adott dísznövény különösebb fenntartás nélkül

### Anyag és módszer

megmaradhat-e olyan területen, ahol az adott élőhely potenciálisan előfordulhat<sup>33</sup>. A mátrix előállítására többféle mód képzelhető el, kutatásomban én szakértők bevonásával több, egymástól független mátrixot állítottam elő (szakértőnként egyet), és ezekből képeztem a végső élőhely-dísznövény mátrixot. Ezt a modellbe többféle módon építhetjük be, disszertációmban két lehetséges megoldást bemutatok. A kutatás második pillérének eredménye telepíthetőségi modellel végzett predikció, vagyis a vizsgált dísznövények potenciális telepíthetőségi területének térképes megjelenítése.



5. ábra. A disszertációban bemutatott bemeneti adatok, modellek és eredmények áttekintő folyamatábrája. A blokkok melletti számok az adott entitás mennyiségét jelentik. Az ábra részletes magyarázatát lásd a szövegben.

Kutatásom harmadik – módszertani – eredménye az e fejezetben áttekintett, és a disszertáció során részleteiben is bemutatott modellezési keretrendszer (5. ábra), mellyel lehetőségünk nyílik dísznövények potenciális telepíthetőségi területét úgy modellezni, hogy a modellhez tanító adatunk nem áll rendelkezésre. A 9 szakértő tudását felhasználva 9 élőhely-dísznövény mátrix készül, és további egy, összevont mátrix. Így kétféle módon nyílik lehetőségem a 31 vizsgált dísznövény potenciális telepíthetőségi területét modelleznem, mind az öt klímacélra (referencia-időszakra, valamint két klímamodell szerinti két predikciós időszakra). Ehhez felhasználom a megfelelő klímacélokra vonatkozó élőhelypredikciókat, amelyek a referencia-időszakbeli és jövőbeli környezeti adatbázis, valamint a 47 önálló és 7 összevont élőhelyre felépített élőhelymodell alapján készülnek.

#### 5.1.2. A kutatás módszertani lehetőségei és korlátai

Magyarország jövőbeli potenciális vegetációjára eddig egyszer készült olyan modell (Czúcz 2010), mely a vizsgálati terület léptékéhez viszonyítva elégséges felbontású, továbbá tárgya nem faj vagy funkcionális növénycsoport (Plant Functional Type), hanem élőhely. Ehelyütt nem ismétlem Czúcz

<sup>33</sup> A definíció részleteit és indoklását lásd az 5.4.2.1. fejezetben.

*Anyag és módszer*

(2010) megállapításait<sup>34</sup>, csupán az általa alkalmazott módszerek és adatok legfontosabb különbségeit emelem ki. Czúcz (2010) is korrelatív modellt épített és faalapú modellezési megközelítést választott (osztályozási és regressziós fák, Classification and Regression Trees, CART), e modellezési irányzatokban az elmúlt néhány évben jelentős fejlődésen ment keresztül. Az általam használt fejlődő/sokasított regressziós fák (Boosted Regression Trees, BRT) ötvözi a CART és a mesterséges intelligencia előnyeit, és napjainkban a szakirodalom jobban elfogadja<sup>35</sup>. Hasonlóképpen az elmúlt időkben tapasztalt adatminőségi és -hozzáférési változásoknak köszönhetően a Czúcz (2010) munkájában alkalmazottaknál a bemeneti megfigyelt éghajlati adataim jobb felbontásúak és a felhasznált éghajlati modelljeim részletesebbek, továbbá elmondható, hogy a modell által figyelembe vett környezeti változók (prediktorok) skálája is szélesebb. Czúcz (2010) ugyanazon élőhelyi adatbázisra támaszkodik, mely azonban időközben javításra került. A két kutatás párhuzama, hogy egyiknek sem a potenciális vegetáció modellezése a legfőbb célja, míg Czúcz (2010) sérülékenységi elemzést végzett, jelen disszertáció dísznövények telepíthetőségének becslésére helyezi a hangsúlyt. Részben e különbségnek tudható be, hogy Czúcz (2010) – jelen kutatás két felhasznált klímamodelljével ellentétben – számos éghajlati modell és forgatókönyv vizsgálatát végezte el.

Az éghajlatváltozás hatását vizsgáló hatástanulmányok, mint amilyen a disszertációmban bemutatott ökológiai modell is, bizonytalanságokkal terheltek, s e bizonytalanságok már a felhasznált éghajlati adatokban is kaszkádszerűen halmozódnak (Bartholy szem. közl. 2016, Szépszó szem. közl. 2016, Wilby és Dessai 2010). A kibocsátási forgatókönyv (emissziós scenárió) és a globális klímamodell (GCM) már önmagában is nagy bizonytalanságokat tartalmaz, ezekre épül a regionális klímamodell (RCM). Mivel a rendelkezésre álló RCM horizontális felbontása a kívánt részletességű modell felépítése szempontjából nem elégséges, a klímaadatokat leskáláztam (ez további hibát visz a rendszerbe). A vegetáció modellezése nevének megfelelően nem egyéb, mint modell: statisztikai és elvi hibákat egyaránt tartalmaz, nem beszélve a nem klimatikus bemeneti adatok pontatlanságairól és a disszertációban részletesen bemutatott, a modellezést megelőző elvi döntésekről, melyeket lehetőségeimhez és legjobb tudásomhoz mérten megindoklok, ugyanakkor tagadhatatlanul szubjektívek (vö. Synes és Osborne 2011, Bucklin és mtsai. 2013). A dísznövénytaxonok potenciális telepíthetőségi területének kötése a természetközeli élőhelyek potenciális elterjedéséhez terhelt elvi hibákkal éppúgy, mint abból következő pontatlanságokkal, hogy az összekötést kísérletileg nem igazolt szakértői meglátások alapján végzem. Az ökológiai modellezés bizonytalanságainak típusairól részletes áttekintést adnak Araújo és mtsai. (2005), Heikkinen és mtsai. (2006), Barry és Elith (2006), Dormann (2007), Dormann és mtsai. (2008), Beaumont és mtsai. (2008), Johnson és Gillingham (2008), Elith és Graham (2009), Elith és Leathwick (2009), Real és mtsai. (2010), Hanspach és mtsai. (2011), Rocchini és mtsai. (2011), valamint Kujala (2012), az éghajlati adatok bizonytalanságáról továbbá lásd Beale és Lennon (2012), Flato és mtsai. (2013), valamint Hawkins és Sutton (2009) munkáját.

<sup>34</sup> Eredményeimrel való összevetését lásd a 6.4. fejezetben.

<sup>35</sup> Vö.: 5.4.1.2. fejezet.

*Anyag és módszer*

A bemutatott vegetációmodell – és így az arra támaszkodó telepíthetőségi modell – legérzékenyebb pillére meglátásom szerint a bemeneti adatok köre, típusa, pontossága (vö.: Barry és Elith 2006, Heikkinen és mtsai. 2006, Dormann és mtsai. 2008, Bierman és mtsai. 2010)<sup>36</sup>, mely nem mindig illeszkedett tökéletesen elvárásaimhoz. Elsősorban azt tartom legnagyobb problémának, hogy a jövőbeli predikciós időszakra vonatkozó dinamikus talajvízszint-szimulációkat szakmai megfontolások miatt nem volt módomban beépíteni a modellbe annak ellenére, hogy bizonyosan igen fontos prediktor lenne a talajvízszint a legtöbb élőhely számára.

Magyarország igen kedvező területe a disszertációmban bemutatotthoz hasonló élőhelymodellek építésének, hiszen azon kevés országok egyike, amelyre a modell tanításához megfelelő mennyiségű, felbontású és minőségű élőhelyi adatok állnak rendelkezésre. A vegetáció a hazaihoz hasonló (finom léptékű, terepi felmérésen alapuló) térképezésére kevés példát találunk (Rivas-Martínez 1994, Guth és Kučera 2005, Mucina és mtsai. 2014).

## 5.2. A vizsgálathoz felhasznált anyagok

### 5.2.1. Felhasznált adatok

#### 5.2.1.1. Élőhelyek megfigyelt előfordulása

A természetközeli élőhelyek előfordulási adatát kutatásomhoz Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MÉTA) szolgáltatta (Molnár és mtsai. 2007, Horváth és mtsai. 2008), mely hazánk területét 2834 kvadráttal fedi le, és kvadrátonként 100 hatszöget tartalmaz. A hatszög az adatbázis térbeli alapegysége, a maga 35 ha-os kiterjedésével jellemzően több élőhelyet is magában foglal. Mivel a határközeli kvadrátok nem teljeseek, így mindösszesen 267 813 hatszöget vizsgáltam kutatásom során. A MÉTA tematikus egysége az élőhely, mely – részletezettségét, tematikus felbontását tekintve – a növénytársulás (asszociáció, fitocönózis) és a formáció (biom) között helyezkedik el. Az adatbázishoz adatot szolgáltató élőhelytérképezés (2003–2006) során az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer 2003-as verziójának (Á-NÉR 2003, korábban mmÁ-NÉR, Bölöni és mtsai. 2003) 86 természetközeli élőhelyét különböztették meg. A felmérés óta az élőhely-osztályozási rendszer számos ponton módosult (a legfrissebb Á-NÉR-verzió 2011-es, Bölöni és mtsai. 2011), e változások azonban a kutatásomat nem érintik, hiszen az új tematika szerinti újabb térképezés 2006 óta nem történt. A 86 természetközeli élőhely között találunk olyanokat, melyek a kutatásom szempontjából nem relevánsak. Ilyenek többek között a jellegtelen, rontott, telepített, vagy művelt élőhelyek (O, P, R betűkód), továbbá azok, amelyek hazai elterjedési területe elenyésző, gyakorlatilag pontszerű előfordulásúak. Utóbbiak körébe tartoznak például a tőzegmohalápok; a nagyon kis előfordulású élőhelyek modellezése technikai akadályba ütközik, a modell bizonytalansága gyakorlatilag nem felvállalható, így a modelleredmény nem értékelhető.

<sup>36</sup> Éppen ezért nagy hangsúlyt fektettem kutatásom során az adatok alapos előkészítésére, amely a disszertáció szerkezeti arányaiiban is visszaköszön. Különösen fontosnak tartottam, hogy az éghajlati adatok feldolgozását meteorológusok szakértői véleményével összhangban végezzem (hibakorrekció, leskálázás), és az ökológiai modell számára felépített tanító prediktorösszeállítást jól átgondolt statisztikai megfontolások mentén alakítsam ki.

## Anyag és módszer

Mindezekon túl a vizsgálatból kihagytam azokat az élőhelyeket, melyek nem klimax, illetve szubklimax jellegűek. A megmaradt 47 élőhely (1. táblázat) részletes leírását Bölöni és mtsai. (2011) és Novenyzetiterkep (2016) adja.

1. táblázat. A vizsgálatba vont 47 élőhely Á-NÉR-kódja és neve, továbbá annak jelölése, hogy a telepíthetőségterület-modellelés során elhagyásra került-e<sup>37</sup>.

Élőhely rövidítése (Á-NÉR-kódja)	Élőhely neve	Telepíthetőségi modellből elhagyott élőhely
B1a	Nem tűzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások	×
B1b	Úszólápok, tözezes nádasok és télisásosok	×
B4	Lápi zsombékosok, zsombék-semlyék komplexek	×
B6	Zsíókás, kötő kákás és nádas szikes vizű mocsarak	×
F1a	Ürmöspuszták	
F2	Szikes rétek	
F4	Üde mézspázsitos szikfokok	×
F5	Padkás szikesek, szikes tavak iszap- és vakszik növényzete	×
G1	Nyílt homokpusztagyep	
G2	Mészkedvelő nyílt sziklagyep	
G3	Nyílt szilikátsziklagyep és törmeléklejtők	
H1	Zárt sziklagyep	
H2	Felnyíló, mészkedvelő lejtő- és törmelékgyep	
H3a	Köves talajú lejtősztyep	
H4	Erdőssztyeprétek, félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok	×
H5a	Lőszgyep, kötött talajú sztyeprétek	
H5b	Homoki sztyeprétek	
J1a	Füzlápok	
J2	Láp- és mocsárerdők	
J3	Folyómenti bokorfüzesek	×
J3_J4	Folyómenti bokorfüzesek és fűz-nyár ártéri erdők	
J4	Fűz-nyár ártéri erdők	×
J5	Égerligetek	
J6	Keményfás ártéri erdők	
K1a	Gyertyános-kocsányos tölgyesek	×
K1a_K2_K7b	Gyertyános-tölgyesek	
K2	Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	×
K5	Bükkösök	×
K5_K7a	Bükkösök	
K7a	Mészkerülő bükkösök	×
K7b	Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	×
L1	Mész- és melegkedvelő tölgyesek	×
L1_M1	Molyhos tölgyesek	
L2a	Cseres-kocsánytalan tölgyesek	×
L2a_L2b	Cseres-tölgyesek	
L2b	Cseres-kocsányos tölgyesek	×
L2x	Hegylábi zárt erdőssztyep tölgyesek	×
L2x_M2	Hegylábi zárt erdőssztyep tölgyesek és nyílt löszölgyesek	
L4a	Zárt mészkerülő tölgyesek	×
L4a_L4b	Mészkerülő tölgyesek	
L4b	Nyílt mészkerülő tölgyesek	×
L5	Alföldi zárt kocsányos tölgyesek	×
LY1	Szurdokerdők	
LY2	Törmelék-lejtő erdők	

<sup>37</sup> Az élőhelymodellek elhagyásának indoklást lásd az 5.4.2.1. és 6.2.2. fejezetekben.

## Anyag és módszer

Élőhely rövidítése (Á-NÉR-kódja)	Élőhely neve	Telepíthetőségi modellből elhagyott élőhely
LY3	Bükkös sziklaerdő	
LY4	Tölgyes jellegű sziklaerdők és tetőerdők	
M1	Molyhos tölgyes bokorerdők	×
M2	Nyílt lösztölgyesek	×
M3	Nyílt sziki tölgyesek	
M4	Nyílt homoki tölgyesek	
M5	Homoki borókás-nyárasok	
M6	Sztyeppcserjések	
M7	Sziklai cserjések	
N13	Mészkerülő lombelegyes fenyvesek	

A felhasznált élőhelyi adatok térbeli felbontása, vagyis a MÉTA-hatszögműközpontok távolsága 734 m, az időbeli felbontást illetően a több mint három évre nyúló felmérés időtávlatát elhanyagoltam, és egy időpillanatban megfigyelhető vegetáció rögzítéseként értelmeztem az adatbázist. A MÉTA-térképezés eredményére úgy is tekinthetünk, mint a 2006-ot megelőző hosszabb, homogénnek tekinthető időszak<sup>38</sup> környezeti jellemzőire reflektáló vegetációs állapot<sup>39</sup>. Ezért a modellezés során az 1977–2006-os időablak éghajlati állapotát kötöttem a 2003–2006-os élőhelyi adatokhoz<sup>40</sup>. A válaszváltozó (élőhelyi adatok) tematikus felbontása – a fent írtak szerint – eredetileg 86, a kutatásom szempontjából viszont 47 kategória.

### 5.2.1.2. Megfigyelt és modellezett éghajlati adatok

A megfigyelt éghajlati adatokat a CarpatClim-Hu- és CarpatClim-adatbázisokból nyertem. A CarpatClim-Hu a nagyobb területi kiterjedésű, de Magyarország nyugati részét nem tartalmazó CarpatClim-adatbázis (Szalai és mtsai. 2013; az É44° és É50° szélességi és K17° és K27° hosszúsági körök közti területet fedi le) előállításánál alkalmazott módszertan és térbeli felbontás alapján készült Magyarország területére (Bihari szem. közl. 2016). A megfigyelt adatok előállításakor alkalmazott homogenizációt és minőségellenőrzést a Multiple Analysis of Series for Homogenization (MASH), a leskálázást pedig a Meteorological Interpolation based on Surface Homogenized Database (MISH) szoftverrel végezték. A CarpatClim és CarpatClim-Hu adatbázisok az 1961–2010 közötti időszakra szolgáltatnak napi időbeli felbontásban adatsort, térbeli felbontásuk 0,1° (kb. 10 km; Lakatos és mtsai. 2013, Szalai és mtsai. 2013, Bihari szem. közl. 2016). A megfigyelt adatokat Magyarország teljes területére (beleértve a mindkét modell által lefedett pontokat) a CarpatClim-Hu-adatbázis szolgáltatta, a CarpatClim-adatbázisból pedig a határokon kívül eső, de az É 45,6° és É48,7° szélességi, valamint a K17° és K23° hosszúsági körök közötti területen belül található pontok éghajlati adatát használtam fel. A Magyarországon kívül eső pontok

<sup>38</sup> Éghajlat-modellezésben ez jellemzően 30 évet jelent.

<sup>39</sup> Igaz ugyan, hogy nem minden élőhely válasza késleltetett és lassú a környezeti (kutatásom szempontjából különösképpen a klimatikus) változásokra (Ladányi és mtsai. 2010, Deák 2011), de kutatásom célja nem tényleges, hanem potenciális vegetációmódel építése. Így nincs jelentősége annak, hogy mennyi idő alatt alakul ki a vizsgált élőhely.

<sup>40</sup> Technikai és logikai okok is azt diktálják, hogy élőhelymodelljeimet azonos környezeti adatbázison építem fel, vagyis minden élőhely modellje ugyanolyan hosszú és ugyanabból az időszakból vett éghajlati adatokon tanuljon. Igazodva a rendelkezésemre álló regionális klímamodellek által szolgáltatott időablakhoz, vagyis a 30 éves periódushoz, kutatásom során minden élőhelymodellt 30 éves átlagolt éghajlati adatokon építettem.

*Anyag és módszer*

felhasználására a leskalázás megbízhatóságának (beleértve: az alkalmazott lineáris regresszió determinációs együtthatójának) növelése érdekében volt szükség.

A modellezett referencia-időszakbeli és jövőbeli éghajlati adatokat két regionális (korlátos tartományú) klímamodellből nyertem ki, melyek ugyanazon a kibocsátási forgatókönyvön alapulnak. Így kutatásom során a forgatókönyv-alkalmazásból adódó bizonytalanságot nem, ellenben a klímamodell-választásból adódó bizonytalanságot lehetőségem nyílt bemutatni. A felhasznált két modell az ALADIN-Climate 4.5 (Csima és Horányi 2008, továbbiakban Aladin) és RegCM 3.1 (Torma 2011, Torma és mtsai. 2011), melyek az IPCC SRES A1B forgatókönyvre épülnek (Krüzselyi és mtsai. 2011, Sábitz és mtsai. 2015). Az A1B forgatókönyv a 2100-ra várható 850 ppm CO<sub>2</sub>-koncentráció melletti sugárzási kényszernek felel meg (Nakićenović és mtsai. 2000). Az A1 forgatókönyvcsalád gyors gazdasági növekedéssel és a Föld lakosságszámának századközepi tetőzésével számol, feltételezi továbbá a hatékony új technológiák gyors bevezetését és a regionális gazdasági különbségek kiküszöbölését. A forgatókönyvcsalád két végletet képező tagja, a fosszilis energiaforrásokra támaszkodó A1FI és a nem fosszilis (megújuló, atom-) energiaforrások jelentősebb használatával számoló A1T között keresi az egyensúlyt a kutatásom során alkalmazott A1B forgatókönyv (Nakićenović és mtsai. 2000, Albritton és Meira Filho 2001). Az IPCC harmadik (TAR, 2001) és negyedik (AR4, 2007) jelentéséhez futtatott klímamodellek az IPCC SRES-szenáriókra épülnek, míg az ötödik jelentés (AR5, 2013–2014) olyan globális klímamodelleken alapul, melyek meghajtásához egy új, az üvegházgáz- és légköriaeroszol-koncentrációt számszerűsítő, és a mérséklést (mitigációt) is figyelembe vevő forgatókönyvrendszert használnak (reprezentatív koncentrációs nyomvonalak, Representative Concentration Pathways, RCPs, Moss és mtsai. 2010). Az új forgatókönyvrendszert, és az azokra támaszkodó globális modelleket kutatásom során nem volt módomban felhasználni, mivel az ezekre épülő első jó időbeli és horizontális felbontással rendelkező regionális modelleket csak a kutatásom vége felé publikálták (pl. lásd: Csorvási és mtsai. 2016). Az A1B forgatókönyv a sugárzási kényszer tekintetében a 21. század első feléig az RCP8.5 szenárióval fut együtt, majd a század végére az RCP6.0 és RCP8.5 között találjuk (Burkett és mtsai. 2014).

Az Aladin-modellt nemzetközi együttműködésben a Météo France fejlesztette ki (Spiridonov és mtsai. 2005), míg a RegCM-et a US National Center for Atmospheric Research építette, majd az International Centre for Theoretical Physics in Trieste fejlesztette tovább (Giorgi és mtsai. 1993a, 1993b), végül Torma és mtsai. (2008) adaptálta (csökkentette a modell hibáit) a Kárpát-medencére. Az Aladin peremfeltételét az ARPEGE-Climate/OPA, míg a RegCM peremfeltételét az ECHAM5/MPI-OM globális éghajlati modell szolgáltatta (Krüzselyi és mtsai. 2011). Mindkét modellből a kutatásomhoz rendelkezésemre állt napi időbeli felbontásban és 0,1° térbeli felbontásban Magyarország egésze, továbbá az országhatárhoz közel, de már Magyarországon kívül eső pontok egy része. Utóbbi adatokat a később bemutatásra kerülő hibakorrekciós eljárás szükséges bemenete (a csak Magyarországot fedő CarpatClim-Hu) miatt nem állt módomban felhasználni, habár a későbbi leskalázáshoz ez szerencsés lett volna.

Mind az Aladin, mind pedig a RegCM modelleket a projekció (jövőbeli célidőszakra történő futtatás) előtt az 1961–1990-es referencia-időszakra vonatkozóan validálták (Sábitz és mtsai. 2015) egyrészt a Climatic Research Unit adattábazisával (Mitchell és mtsai. 2004, CRU), másrészt a

*Anyag és módszer*

CarpatClimmel való összevetés által. A validáció kutatásomat érintő legfontosabb megállapításai a következők (Sábitz és mtsai. 2015 nyomán):

- az Aladin a nyári hőmérsékletet fölül-, míg a tavaszi és őszi hőmérsékleteket alulbecsli;
- a RegCM a téli hőmérsékleteket fölülbecsli, azonban a másik három évszakban kissé alulbecsül;
- mindkét modell felülbecsli az éves csapadékösszeget;
- a havi csapadékösszegek éves menetét az Aladin adja jobban vissza, bár a május–július időszakra erősen fölülbecsül;
- a RegCM a havi csapadékösszegekre a vártnál jóval kisebb éves ingadozást ad, így az éves csapadékgörbét nem adja jól vissza.

**5.2.1.3. Nem éghajlati környezeti adatok**

A modellezéshez és predikcióhoz felépített környezeti adatbázis számára a következő nem éghajlati környezeti adatokat szereztem be:

- digitális terepmodell,
- talajadottságok,
- vízrajzi adatok,
- talajvíz.

A felhasznált digitális terepmodell (DTM) a Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) nevű felmérésből származik (USGS 2004), melynek során az Endeavour űrsiklóra telepített mérőeszköz radar alapú interferenciaméréssel a Föld szárazföldi felszínének 80%-át 2000 februárjában 11 nap alatt megfigyelte. A modell 3 másodperces (kb. 90 méteres) horizontális és 90%-os konfidenciával 16 méteres vertikális felbontású (SRTM 2015). A nyers digitális terepmodell javítását az Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Birmensdorf, Svájc) munkatársai végezték 2008-ig bezárólag (Zimmermann szem. közl. 2008).

A talajadottságok forrása a Digitális, Optimalizált Tágabb Értelemben Vett Talajtérképek és Információk Magyarországon (Digital, Optimized, Soil Related Maps and Information in Hungary, DOSoReMI.hu, Pásztor és mtsai. 2015), amely a korábban széles körben alkalmazott EOTR-szabványos, 1:100 000 méretarányú Agrotopográfiai Adatbázisnál (Várallyay és mtsai. 1985, AGROTOPO 1994) részletesebb és frissebb. A DOSoReMI.hu-adatbázisból a következő rétegeket használtam fel kutatásomhoz:

- kémhatás. A pH szerint öt kategória került elkülönítésre, a kategóriák határa szempontjából igazodtam Pásztor szem. közl. (2015) javaslatához;
- a felső (0–30 cm) talajréteg homok-, iszap- és agyagfrakció-aránya;
- az alsó (30–60 cm) talajréteg homok-, iszap- és agyagfrakció-aránya;
- szervesanyag-tartalom;
- talajvíztükör mélysége;
- gyökerezési mélység.

A kutatásom során alkalmazott vízrajzi adatok a Magyar Földtani és Geofizikai Intézetből származtak, az álló- és folyóvizeket vektoros térinformatikai állomány tartalmazta. A folyóvizekhez



tartozó adatbázisból a természetesség, a méretkategória és a hierarchikus rang állt rendelkezésemre a patakok, folyók és csatornák elkülönítéséhez.

Vizsgálatba vontam a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszerből rendelkezésre álló referencia-időszakbeli és jövőbeli modellezett talajvíztükörszintet (Kovács és mtsai. 2015, NATÉR 2016). Habár az ökológiai modell számára igen fontos bemeneti forrás lett volna a vizsgált talajvízmodell, mely a DOSoReMI.hu-adatbázisból származó talajvíztükörszinttel ellentétben nem statikus, hanem a különböző predikciós időszakokra eltérő értékekkel szolgál, modelleim építésekor mégsem alkalmaztam azt<sup>41</sup>.

### 5.2.2. Felhasznált számítási erőforrások, szoftverek és programnyelvek

A kutatás részét képező számításokhoz főként a BCE Tájéépitészeti Kar asztali számítógépén és a MTA ÖK Ökoinformatikai Laboratóriumának szerverén üzemelő linuxos virtuális szerveren futtattam szkripteket. A nagy processzor- és memóriaigényű számítások (regressziós krigeles és modellépítés) elvégzéséhez két, nagy erőforrást biztosító számítási rendszert teszteltem:

- a Hungrid Virtuális Szervezethez tartozó MTA Wigner FK Részecske- és Magfizikai Intézetének távoli elérésű gridjét; és
- a MTA Számítástechnikai és Automatizálási Kutatóintézet felhőjét (Sztaki Cloud).

A tesztelés során bebizonyosodott, hogy a Hungrid elsősorban többszálú, szálanként kis memóriát és tárhelyet igénylő futásokhoz biztosít optimális környezetet, így végül szkriptfuttatásaimat a Sztaki Cloudban végeztem. Utóbbi könnyebben is skálázható és kezelhető, valamint kevésbé zárt rendszer. A Sztaki Cloud lehetőséget biztosított arra, hogy virtuális merevlemezre előzetesen telepített operációs rendszerben előre felépítsem a munkakörnyezetet (programok, csomagok, beállítások, könyvtárstruktúra, adatfájlok), melyet, miután a virtuális lemez perzisztenciáját megszüntettem, elvben korlátlan számban példányosíthattam. A példányosítás során létrejövő virtuális gépekhez ssh és scp protokollokon keresztül csatlakoztam.

Kutatásomhoz Ubuntu Linux rendszerkörnyezetet építettem ki, mert a közismertebb operációs rendszerek korlátozott memóriakezelési képességei nem tették volna lehetővé szkriptjeim lefuttatását<sup>42</sup>. Az elemzésekhez, adatelőkészítéshez, modellépítéshez és -kiértékeléshez, valamint a megjelenítésekhez esetenként Quantum GIS 2.0.1 térinformatikai szoftvert, jobbra pedig az R statisztikai környezetet (R Core Team 2013) és annak a következő csomagjait alkalmaztam<sup>43</sup>: base (R Core Team 2013), *dismo* (Hijmans és mtsai. 2016), *foreign* (R Core Team 2015), *gbm* (Ridgeway 2009), *gdata* (Warnes és mtsai. 2015), *ggplot2* (Wickham 2009), *grid* (R Core Team 2013), *gridExtra* (Auguie 2015), *gstat* (Pebesma 2004), *hash* (Brown 2013), *Hmisc* (Harrell és mtsai. 2016), *lattice* (Sarkar 2008), *latticeExtra* (Sarkar és Andrews 2013), *nnet* (Venables és Ripley 2002),

<sup>41</sup> Ennek oka, hogy 1) a talajvíz-szimulációk igen nagy bizonytalansággal terheltek (Szócs szem. közl. 2015, Kovács szem. közl. 2015), nem ritkán jóval talajfelszín fölé jelzik a talajvíztükörszintet, 2) a modell a vízkivétellel nem számol (NATÉR 2016), így szimulációi nem a valós talajvíztükör szintjét, hanem egy olyan hipotetikus felszín adnak meg, amely a növények szempontjából nem bír jelentőséggel, és 3) – véleményem szerint – a szimulációkhoz a regionális klímamodell adatait nem megfelelő módon használták fel, mert a beszívárgás számítása előtt a csapadékösszegeket nem hibakorrigálták, így a szimulációkat nem tartottam megbízhatónak.

<sup>42</sup> 267 813 ponthoz tartozó nagyságrendileg 100 változó statisztikai, térinformatikai és geostatistikai kezelése jelentős mennyiségű RAM-ot igényel.

<sup>43</sup> A modellezéshez és a klímaadatok előkészítéséhez elengedhetetlen csomagok nevét dőlten szedtem.

### Anyag és módszer

openxlsx (Walker 2015), proxy (Meyer és Buchta 2015), randomcoloR (Ammar 2016), raster (Hijmans 2015), RColorBrewer (Neuwirth 2014), rgdal (Bivand és mtsai. 2013), rgeos (Bivand és Rundel 2015), ROCR (Sing és mtsai. 2005), RScient (Urbanek 2015), Rserve (Urbanek 2013), sp (Pebesma és Bivand 2005; Bivand és mtsai. 2013), stats (R Core Team 2013), tools (R Core Team 2013), usdm (Naimi 2015), utils (R Core Team 2013), vegan (Oksanen és mtsai. 2016), xlsx (Dragulescu 2014).

## 5.3. Adatok előkészítése

### 5.3.1. Megfigyelt előfordulási adatok előkészítése

Magyarország Élőhelyeinek Térképi Adatbázisa (MÉTA) a felmérési területegységre, azaz a MÉTA-hatszögre eső összes felmért élőhelyet listázza, és azok becsült területarányát, természetességét, mintázatát, az arra a szomszédos területek által ható nyomást (szomszédosságot), valamint az elszigeteltségét is tartalmazza. A vizsgálatba vont élőhelyekre vonatkozóan a becsült területarány állt rendelkezésremre, melyből jelenlét/hiány típusú (logikai) változót állítottam elő. Ugyan ez az átalakítás információvesztéssel jár, viszont így

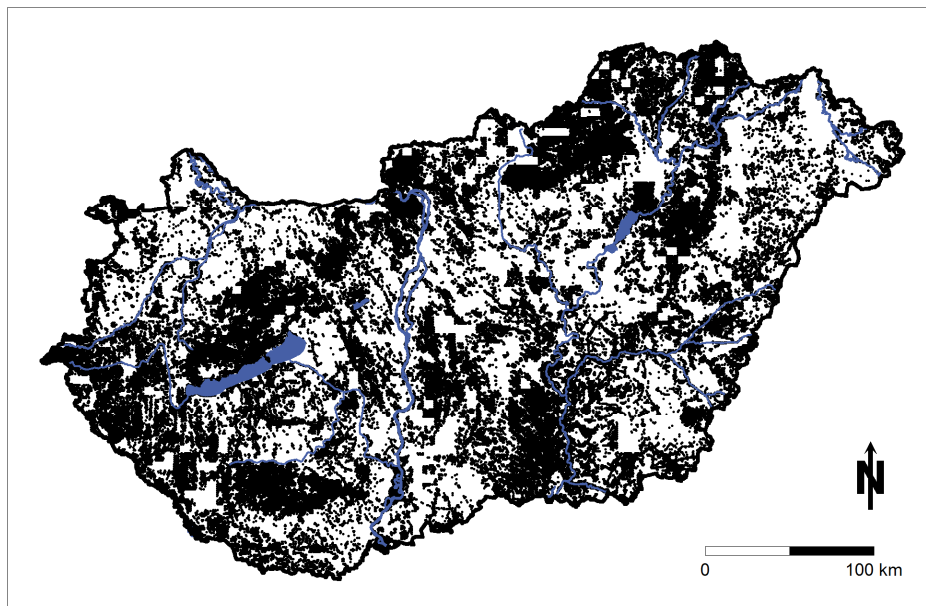
- megbízhatóbb adathoz jutottam (a jelenlétadat sokkal pontosabb a becsült területarányánál);
- az általam használt modellezési módszer (BRT) a számos lehetséges kapcsolati függvény (link function) közül csak kettő esetén képes a tanító adattal azonos skálára predikciót adni. E kettő a gyakorisági adathoz tartozó Poisson- és az előfordulási valószínűséghez tartozó Bernoulli-függvény (Ridgeway 2009). Az előfordulási valószínűség a modell tanításakor a  $\{0, 1\}$  kételemű halmazt, vagyis a jelenlét-hiány adatot jelenti, míg predikció esetén a  $[0, 1]$  zárt intervallumot;
- a kutatási kérdéseimhez (“Potenciálisan előfordulhat-e...?”, “Telepíthetjük-e...?”, “Mekkora valószínűséggel marad meg...?”) a jelenlét-hiány adatok használata áll közelebb, hiszen a területarány bemenő adatként a “Mennyire dominál...?” jellegű kérdések megválaszolásához adna megfelelő információt.

Kutatásom során a MÉTA-adatbázisnak a térképezés lezárása után frissített, javított verzióját használtam. A javítás elsősorban két forrásra támaszkodott: egyrészt a MÉTA minőségellenőre szakértői meglátásai alapján kvadrát- és hatszögszintű módosításokat javasolt az adott kvadrát és hatszög térképezőjével történő egyeztetés után, másrészt egyes megkérdőjelezhető minőségű kvadrátokat három megbízott térképező újrafelvételezett. Utóbbi forrás tartalmazott olyan javaslatokat is, amelyekkel az adatbázis közvetlenül javítható volt, előbbi viszont csak olyan módosítási felvetéseket sorolt, amelyek átültetése többkörös szakértői kiértékelés után vált lehetségessé. A kvadrátszintű módosítások mindegyike az előfordulás törlését jelentette, míg a hatszögszintű módosítások között előfordult törlés, élőhelycsere és előfordulás hozzáadása is. Jórészt az összes, kutatásomba vont élőhely valamilyen mértékű javítással érintve volt. (Lepesi szem. közl. 2016, Somodi szem. közl. 2016). A javítás után – 131 kvadrát kivételével – a 2834

*Anyag és módszer*

kvadrát majd mindegyik fel lett dolgozva, a jelenlétadatot nem tartalmazó kvadrátok száma pedig 281 volt.

Mivel a MÉTA-adatbázis létrehozását lehetővé tevő élőhely-térképezést viszonylag rövid idő alatt és az ország egészére kiterjedően végezték, így az adatbázis hiányadatait valós hiányadatoknak tekintettem, és ezért lehetőségem nyílt jelenlét-hiány modellt építeni.



6. ábra. Az élőhelymodellek tanításához és kiértékeléséhez felhasznált, természetközeli vegetációt tartalmazó MÉTA-hatszögek (fekete) és a fel nem használt hatszögek (fehér)

A modellek tanításához és kiértékeléséhez rendelkezésre állt Magyarország összes (267 813 db.) MÉTA-hatszöge, azonban potenciális természetes vegetáció modellezésekor nem szerencsés azon hatszögeket felhasználni, amelyek bizonyosan nem természetes folyamatok eredményeként tartalmaznak jelenlét- vagy hiányadatot. Az utóbbi probléma egy részét orvosolhatjuk úgy, ha elhagyjuk az erősen alakított, alacsony természetességű tanító hatszögeket. Ennek több módszere ismert (Machado 2004), kutatásom során én azon hatszögeket hagytam el, amelyek a 47 vizsgált élőhely egyikét sem tartalmazták (feltételezhetően azért, mert csak erősen bolygatott, alakított vagy épített területet foglaltak magukban). A kiválasztott 47 élőhely előfordulása jó indikátora az összes természetes élőhely előfordulásának, hiszen minden klimax és szubklimax élőhely szerepel közöttük. A szűkítés után a tanító és kiértékelő adatbázis (teljes természetes adatsor) csupán 87 830 hatszöget tartalmazott, vagyis az összes hatszög 67%-át elhagytam (6. ábra).

A modell szempontjából a MÉTA-hatszögeket a hatszögek középpontja képviselte. Az előrejelzések számára a MÉTA-adatbázisnak csak a geometriáját hagytam meg, a predikciókat ugyanazon 267 813 db. hatszöggközéppontra készítettem, amelyek természetességi maszkkal szűkített részhalmazán a modellt építettem.

A modell építésekor indokolt, hogy bizonyos élőhelyeket (K1a-K2-K7b, K5-K7a, L1-M1, L2a-L2b, L2x-M2, L4a-L4b), előzetes szakértői megfontolások alapján összevontan kezeljek. Ezen élőhelypárok, illetve -hármások egymástól nehezen megkülönböztethetőek, gyakran összemosták

*Anyag és módszer*

vagy felcserélték őket az élőhelytérképezők. Különösen igaz ez azon élőhelyek esetén, amelyek között folytonos az átmenet, így a térképező terepi előismeretei (származása) és a térképezés iránya (gradiens mentén előre vagy vissza) döntően meghatározta, hogy az adott MÉTA-hatszögben melyik élőhely került rögzítésre. Mindezt az élőhelymodellnek több sztochaszticitással kell megküzdnie a tanító adatsor elemzésekor, és ezen élőhelyek esetén külön-külön gyengébb modellekre számíthatunk (melyek főleg az átmeneti zónában becsülnek alul), mint összevonva. Ezért a 47 élőhelyet további hat összevont élőhellyel egészítettem ki, a modelleket pedig mind az összevont élőhelyekre, mind az azokat alkotó különálló élőhelyekre felépítettem.

**5.3.2. Éghajlati adatok előkészítése**

A megfigyelt éghajlati adatok napi felbontásban álltak rendelkezésemre, melyek havi átlagát (hőmérséklet) és havi összegét (csapadék) képeztem, és az 1961–1990-es (hibakorrektció céljából), valamint az 1977–2006-os (ökológiai modell tanítása céljából) harmincéves időszakokra átlagoltam a havi aggregátumokat (időbeli felskálázás, temporal upscaling). A modellezett éghajlati adatok (mindkét modell esetén) szintén napi felbontásúak voltak, ezeket is az előbb írt eljárás szerint aggregáltam az 1961–1990-es, 2021–2050-es és 2071–2100-as időszakokra. A klímamodell időablakai adottak voltak, ezért a megfigyelt éghajlati adatokat is harmincéves időszakokra voltam kénytelen összevonni. Ez hőmérséklet esetén elégséges, csapadék esetén azonban kedvezőbb lett volna ötvenéves ablakokat használni (Lakatos szem közl. 2016). Az általam használt korrelatív ökológiai modell számára a megfigyelt élőhely-előfordulásokhoz illeszthető éghajlati adat szükséges, így a finom időbeli felbontás használatának nem lett volna értelme, az aggregálás kézenfekvőnek bizonyult<sup>44</sup>. Havi felbontásnál részletezettebb tematikák használata a modell változószelekciójának interpretálhatóságát nehezítette volna, és nagy valószínűséggel fölöslegesek is lettek volna (nem erősítették volna a modelleket) főleg a prediktorváltozók között várhatóan fellépő nagyfokú korreláltság miatt.

A klímamodellek – belső szerkezetükből kifolyólag – olyan éghajlati állapotot jósolnak a jövőre (a predikciós időszak minden időegységére), amely fizikailag konzisztens, értelmes rendszert alkot<sup>45</sup>. Ezen logikai egységességen túl céljuk, hogy a jósolt éghajlati értékek a valóságnak megfeleljenek, ugyanakkor az már döntés kérdése, hogy melyik éghajlati jellemzők (pl. havi eloszlások vagy napi értékek) és valóság melyik leképezésének<sup>46</sup> feleljenek meg. Könnyen belátható, hogy egyszerre sok éghajlati jellemzőt nem lehet igazítani a megfigyelésekhez, mert akkor a modell lényege, a konzisztencia sérül. Ezért a klímamodellek predikcióit mindig az azt felhasználónak – a felhasználást megelőzően, a felhasználó által meghatározott módon – hibakorrigálnia (bias correction) kell, vagyis illeszteni az általa meghatározott jellemzőket az általa kiválasztott megfigyeléshez (Christensen és mtsai. 2008). Ekkor a fizikai konzisztencia sérül, viszont – helyesen megválasztott hibakorrektciós jellemzők esetén – a javított predikciók a felhasználás szempontjából megbízhatóbbá, a valóságot jobban tükrözővé válnak (White és Toumi 2013). Létezik néhány olyan

<sup>44</sup> Az egyéves adatok felhasználása ellenében írtakat lásd a 3.2. fejezetben.

<sup>45</sup> Például a minimum-hőmérséklet sosem nagyobb a maximum-hőmérsékletnél.

<sup>46</sup> Értsd: melyik megfigyelt éghajlati adatsornak, vagy melyik reanalízisnek.

*Anyag és módszer*

modellensemble (modellegyüttes), amit hatástanulmányok számára előzetesen hibakorrigáltak, pl. Közép-Európa térségére ilyen a FORESEE (Dobor és mtsai. 2015).

Klímacélonként (modellenként és jövőbeli harmincéves időszakonként) a 12 hónap négyféle modellezett éghajlati változóját külön-külön hibakorrigáltam. A havi felbontás alkalmazása miatt nem lett volna értelme a napi adatokat hibakorrigálni, majd utána előállítani a havi aggregátumokat, hiszen az főleges számításigényt támasztott volna, és nem kívánt módszertani bizonytalanságot vitt volna a rendszerbe. A hibakorrekcióra számos módszer létezik, melyeket elsősorban napi adatok javítására fejlesztettek ki: eloszlásfüggvény percentilisenkénti korrekciója (histogram equalisation, HE, distribution mapping, quantile-quantile correction; lásd pl. Déqué (2007), Formayer és Haas (2009), Dobor és mtsai. (2012), Dobor és mtsai. (2015)), lineáris eltolás a csapadékos napok gyakoriságának és a csapadékmennyiségnek figyelembevételével (Local Intensity Scaling, LOCI, Schmidli és mtsai. 2006), korrekció hatványfüggvénnyel (Leander és Buishand 2007) stb. (Teutschbein és Seibert 2012, Berg és mtsai. 2012). Havi adatokra a hibakorrekciós eszközök legegyszerűbbike, az ún. delta change módszer tökéletesen alkalmas (Dobor szem. közl. 2014, Szépszó szem. közl. 2016), annak egyértelmű gyengeségei (Teutschbein és Seibert 2013) ellenére is. Havi adatok kezelésére további lehetséges egyszerű módszer az éves átlag/összeg hibakorrekciója, majd a havi eloszlás igazítása a hibakorrigált éves értékhez (linear scaling, Lenderink és mtsai. 2007), ennek használata azonban nem javasolt (Bartholy szem. közl. 2016, Szépszó szem. közl. 2016). Az általam választott hibakorrekciós módszer lépései a következők voltak:

- a modell 1961–1990 közötti időszakra átlagolt havi csapadékösszegeit az ország minden pontjában összevettem az adott pontban a CarpatClim-Hu-adatbázis szerinti megfigyelt havi csapadékösszegek ugyananezen időszakra átlagolt értékével olyan módon, hogy a megfigyelt és modellezett érték hányadosát képeztem;
- így modellenként minden hónapra előállt egy hányadostérkép;
- az előző lépéseket elvégeztem külön-külön a havi középhőmérsékletekre, valamint a havi minimum- és a maximum-hőmérsékletekre is avval a különbséggel, hogy a csapadék multiplikatív hibakorrekciója helyett a hőmérsékleti értékeket additív módon javítottam (különbséget képeztem, és az eltérést a javítandó értékhez adtam).

A multiplikatív és additív hibakorrekció a csapadék és a hőmérséklet esetén általánosan elterjedt módszer (lásd pl. Czucz (2010) munkáját vagy Teutschbein és Seibert (2012) által sorolt munkákat), egyéb éghajlati jellemzők esetén nem beszélhetünk bevett gyakorlatról (Szépszó szem. közl. 2016). Minden hibakorrekciós módszer közös tulajdonsága (gyengesége), hogy feltételezi az összehasonlítási (referencia-) időszakban és a jövőbeli predikciós időszakokban az RCM hibáinak azonos jellegét, mértékét, irányát (Teutschbein és Seibert 2012), habár a modellek szisztematikus hibái időben nem feltétlen állandóak (Christensen és mtsai. 2008, Teutschbein és Seibert 2013).

Mivel az éghajlati adatok térbeli felbontása ( $0,1^\circ$ ) az ökológiai modellezés számára túlon túl durvának bizonyult, szükségesnek tartottam a hibakorrigált éghajlati felszínnek leskálázását (downscaling) a MÉTA rácshálójára, mely egy dimenzió mentén nagyságrendileg tízszeres (vagyis területi értelemben százszoros) felbontásnövelést jelentett. Mivel az eredetileg rendelkezésemre álló éghajlati adatok is részben leskálázás eredményeként álltak elő, így a továbbskalázás további

### *Anyag és módszer*

bizonytalanságot visz az adatokba, de ez ilyen esetben elfogadható (Szentimrey szem közl. 2015). A leskalázásnak két fő módja ismert: a statisztikai és dinamikus módszer. Az utóbbi jelentős mértékben támaszkodik szakértői döntésekre és igen erőforrás-igényes, így statisztikai leskalázás (statistical downscaling), vagyis térbeli interpoláció (spatial interpolation) alkalmazása mellett döntöttem.

Számos különféle módon végezhető a statisztikai leskalázás<sup>47</sup>. Legtöbbször ha ökológiai modell számára finom felbontású kalibrációs vagy kiértékelési adatbázist kell építeni, egyszerű interpolációs módszert (pl. távolságinverzzel súlyozott interpolációt) szoktak alkalmazni. Az egyszerű technikák azonban nem használnak segédváltozókat, nem számítanak bizonytalanságot stb. Egy adott változó (esetemben értsd: az éghajlati felület) leskalázása során elérhető pontosság segédváltozó(k) alkalmazásával növelhető (Knotters és mtsai. 1995, Hengl és mtsai. 2004), ezért használatuk javasolt (Pebesma 2006).

Kutatásom során krigelést, azon belül pedig regressziós krigelést (Regression Kriging, RK) végeztem a regresszió során lineáris modellt alkalmazva, R statisztikai szoftverkörnyezetben<sup>48</sup>. A krigelést (Krige 1966) hosszútávú csapadék- és hőmérsékleti adatsorok interpolációjához széles körben használják (pl. Tabios és Salas 1985, Hevesi és mtsai. 1992, Holdaway 1996, Dryas és Ustrnul 2007). A RK a meteorológiában gyakorta alkalmazott módszer (Goovaerts 1999, Goovaerts 2000, Tveito és mtsai. 2006, Wu és Li 2013).

A statisztikai leskalázási módszerek egymástól matematikai előfeltételeikben, determinisztikus vagy sztochasztikus természetükben, valamint helyi vagy globális megközelítésükben különböznek (Lam 1983, Luo és mtsai. 2008, Li és Heap 2008). A krigelés a felület kiszámítására olyan módszert kínál, amely a térbeli autokorrelációt figyelembe veszi (Luo és mtsai. 2008), ellentétben a determinisztikus technikákkal. A krigelés egzakt, lineáris, sztochasztikus, nem konvex, továbbá helyi (esetenként a globális trendet figyelembe vevő) interpolációs módszer, amely törésmentes (folytonos) felszínt ad (Hartkamp és mtsai. 1999, Li és Heap 2008, Li és Heap 2014). Bár a krigelés néhány típusa egyváltozós módszer, a RK, mivel segédváltozó(ka)t használ, többváltozós (Li és Heap 2014). A krigelés sztochaszticitása a távolságinverzzel súlyozott interpolációhoz (IDW) hasonlóan abban nyilvánul meg, hogy az ismeretlen pontokra interpolált értéket az ismert pontok súlyozott lineáris kombinációjaként állítja elő (Collins 1995, Luo és mtsai. 2008).

<sup>47</sup> Többek között egyszerű statisztikai módszerekkel (pl. általánosított lineáris modell (Generalized Linear Model, GLM)), determinisztikus interpolációkkal (pl. vékonylemez interpolációs függvény (Thin Plate Spline, TPS), távolságinverzzel súlyozott interpoláció (Inverse Distance Weighted, IDW), legközelebbi szomszéd módszere (Nearest Neighbors, NN), más néven Voronoi-cellák vagy Thiesen-sokszögek), geostatistikai módszerekkel (krigelés (kriging)), egyszerű vagy összetettebb faalapú osztályozási/regressziós módszerekkel (pl. véletlen erdők (Random Forests, RF), fokozatosan fejlődő/sokasított modell (Gradient Boosting Model, GBM)) vagy néhány mesterségesintelligencia-algoritmussal (pl. mesterséges neuronháló (Artificial Neural Network, ANN)). A lehetséges módszerek részletes felsorolása és összevetése Hartkamp és mtsai. (1999), Sluiter (2008), valamint Li és Heap (2014) munkáiban megtalálható.

<sup>48</sup> A RK-val végzett leskalázás mellett alternatívaként megvizsgáltam a Meteorological Interpolation based on Surface Homogenized Database (MISH) szoftverrel végzett interpoláció lehetőségét is, mely szintén RK-ra támaszkodik, viszont a megelőző időszakok adatsorait is figyelembe veszi (Szentimrey szem. közl. 2015). Mivel azonban a MISH elsősorban idősoros éghajlati adatok leskalázásához tűnik jó választásnak (én viszont harmincéves időszakok adatait kívántam leskalázni) és ismert néhány számítási korlátja, továbbá nehezen illeszthető abba az adatelőkészítési keretrendszerbe, amellyel dolgoztam, a MISH alkalmazásának lehetőségét végül elvettem. További lehetőségként felmerült az Istat geostatistikai szoftver, valamint az ESRI ArcGIS Geostatistical Analyst moduljának használata, de mivel előbbi igen drága, utóbbi pedig igen korlátozott funkcionalitású (Hlánsy szem. közl. 2014) és nemigen automatizálható (5×48 leskalázás esetén ez meghatározó szempont), e lehetőségeket is elvettem.

*Anyag és módszer*

A RK-t gyakran nevezik még maradéktag-krigelésnek (residual kriging), trendszűrési krigelésnek (detrended kriging) és külső sodrású krigelésnek is (Kriging with External Drift, KED), bár e kifejezések csak részben összemetsződő fogalmi halmazokat jelölnek, és a geostatistikusok véleménye nem egységes az elnevezéseket illetően (Fernández-Casal szem. közl. 2015).

A RK során a háttértrendet regresszióval (kutatásomban lineáris regresszióval) vagy trendszűréssel számítjuk (Holdaway 1996). Li és Heap (2008) szerint a RK-nak hat fő típusa különböztethető meg, ezek közül a kutatásomban alkalmazott módszer a C típushoz (RK-C, Odeh és mtsai. 1995) áll legközelebb. Nevezhető még KED-nek (Spatial-Analyst 2009), azon belül is lineáris sodrású krigelésnek (kriging with linear drift, Fernández-Casal szem. közl. 2015), vagy akár általános krigelésnek (Universal Kriging, UK, Pebesma szem. közl. 2015), ugyan UK alatt jellemzően a két koordinátát segédváltozóként alkalmazó krigelést értenek. Habár a RK-C és a KED matematikai értelemben megegyezik (Hengl szem. közl. 2015) – amennyiben globális illesztést végzünk (Harris szem. közl. 2015) –, a kettő közti legfőbb különbség az, hogy míg az utóbbi a segédváltozókat közvetlenül a krigelési súlyok számításához használja fel, addig az előbbi egyszerű krigelést (Simple Kriging, SK) végez a korábban számított regresszió maradéktagjain (Hengl és mtsai. 2007, Li és Heap 2014). Interpolációs módszereket összehasonlító kutatások metaanalízise szerint a RK-C 72 módszer közül a 7. legtöbbször javasolt (Li és Heap 2011), mellyel egybecseng Szentimrey és mtsai. (2014), az éghajlati adatsorok leskálázási módszereiről tett megállapítása. A többi krigelési technikával – főként a szokásos krigeléssel (Ordinary Kriging, OK) – összevetve a regressziós krigelésnek előnyei (pl. a segédváltozó és a célváltozó közötti ismert és fizikailag magyarázható összefüggést fel tudja használni) és hátrányai (pl. a hibataggal szemben feltételezéssel él) is ismertek (Knotters és mtsai. 1995).

Az 5×48 havi éghajlati felszín (a havi csapadékok, minimum-, maximum- és középhőmérsékletek harmincéves időszakokra képzett, hibakorrigált átlagai) lineáris regressziójához három segédváltozót: a tengerszint feletti magasságot, a földrajzi szélességet, valamint a földrajzi hosszúságot használtam fel. Ehhez a 3 szögmásodperces horizontális felbontású terepmodell raszteres állományán (megfelelő térbeli transzformációk után) átlapoltam a MÉTA-hatszögek középpontjait és a CarpatClim-Hu rácspontjait tartalmazó pontfelhőket, és minden pontban kiemeltem azt a magassági értéket, amelyet a pont alá eső rasztercella tartalmazott<sup>49</sup>. A három segédváltozó és a leskálázandó éghajlati adatsor értékét a modellillesztés előtt studentizáltam a CarpatClim-Hu rácshálóján számított átlag és szórás figyelembevételével, majd ugyanezen leíró statisztikai jellemzőket felhasználva a MÉTA-rácshoz tartozó segédváltozókat is átskáláztam, a krigelés elvégzése után pedig az interpolált éghajlati felületet destudentizáltam. A regresszió során meghatároztam az egyes független változók és az egész modell szignifikanciáját és a determinációs együtthatót (coefficient of determination), majd a regresszió maradéktagján (reziduálisán) egyszerű krigelést végeztem. Ehhez előzetesen tapasztalati félvariogram (experimental semivariogram) alapján kezdeti félvariogram-modellt (semivariogram model) építettem rögzített küszöbszinttel (tető, sill), röghatással (nugget effect) és hatástávolsággal (hatótávolság, range). Míg a röghatás kezdeti

<sup>49</sup> Felmerült, hogy a pontkiemelés helyett mozgó ablakkal kellene (moving window) átlagmagasságot számolni (focal mean), de a pontkiemelés illeszkedik jobban a CarpatClim-Hu előállításakor alkalmazott módszerhez (Szentimrey szem. közl. 2015).

### Anyag és módszer

értékét nullának vettem, addig a részleges (és így a teljes) küszöbszintet a tapasztalati félvariogram átlagos félvarianciájaként rögzítettem, a hatástávolság pedig a kutatási ablaknak (a kutatás földrajzi kiterjedésének) az egynolcada lett. Végül exponenciális félvariogram-modellt illesztettem rugalmas küszöbszinttel, röghatással<sup>50</sup> és hatástávolsággal, és a krigelést az így illesztett modell szerint végeztem. Amennyiben a félvariogram-modell illesztése szingularitásba futott, a modell vizuális ellenőrzésére támaszkodtam, mely szakmailag elfogadható megoldás ilyen esetben (Pebesma szem. közl. 2015).

### 5.3.3. Nem éghajlati környezeti adatok előkészítése<sup>51</sup>

A terepmodellt felhasználtam egyrészt a leskálázáshoz, másrészt származtatott domborzati jellemzők számításához. Az utóbbi szempontjából a DTM nem igényelt előkészítést<sup>52</sup>, a leskálázáshoz szükséges előkészítésről pedig az előző fejezetben szóltam. A talajadatokat az MTA ATK TAKI eleve MÉTA-hatszögekre vonatkoztatva bocsátotta rendelkezésemre (melyek 100 méteres felbontású alapadatok aggregátumai, Pásztor szem. közl. 2016), így ezek előkészítésekor csupán az eltérő hatszögazonosítási rendszerből és adatszerkezetből fakadó problémákat kellett kiküszöbölöm.

A folyóvizek vektoros állományát szétbontottan három kategóriára az adatbázis ARTIFICIAL, SIZE\_CAT és KATEGORIA mezői alapján. Minden mesterséges vízfolyást csatornának tekintettem, a nem mesterséges vízfolyások közül a három legnagyobb méretkategóriába esőket folyóként, az annál kisebbeket és nem azonosított méretkategóriájúakat pataként különítettem el<sup>53</sup>. A felhasznált vízrajzi adat hiányosságai és következetlenségei miatt a szétválasztás némiképp pontatlan<sup>54</sup>, továbbá az országhatár mentén a számított távolságok alulbecsülhetnek. Az állóvizekből, valamint a folyóvizek három kategóriájából összevont csoportokat is képeztem: kisebb vízfolyások (csatornák és patakok), természetes vízfolyások (folyók és patakok), természetes vizek (folyók, patakok és tavak), vízfolyások (folyók, patakok és csatornák), víztestek (tavak, folyók, patakok és csatornák).

### 5.3.4. Származtatott környezeti változók előállítása

A nyers klimatikus és egyéb környezeti adatok önmagukban nem vagy csak kevésbé alkalmasak prediktív ökológiai modell bemeneteként való felhasználásra<sup>55</sup>, vagy ha alkalmazhatók, akkor vagy 1) megnehezítik a korrelálatlan prediktorhalmaz kialakítását, vagy 2) nehezen interpretálhatóak. Mindezért a modellépítéshez származtatott környezeti változókat állítottam elő.

<sup>50</sup> Felmerült a röghatás 0 értéken történő rögzítésének lehetősége (mely kiugró értékeket tartalmazó, kevésbé simított, ugyanakkor a megfigyelésekhez jobban illeszkedő leskálázott éghajlati felszíneket eredményezett volna), de szakértői meglátások alapján ezt az utat elvettem (Szentimrey szem. közl. 2015, Szalóki szem. közl. 2015, Szatmári szem. közl. 2015).

<sup>51</sup> A felhasználásra végül nem került, vízföldtani modell szimulációiként előálló referencia-időszakbeli és jövőbeli talajvíztükörszint előkészítésének bemutatásától elhelyűtt eltekintek.

<sup>52</sup> A belőle származtatott, területi statisztikán alapuló változó lényegileg megegyezne akkor is, ha digitális domborzatmodellből (Digital Elevation Model, DEM) számítanám azt.

<sup>53</sup> Részletesebb adatok (pl. vízhozam) híján kevésbé önkényes szétválasztásra nem nyílt lehetőségem.

<sup>54</sup> Lásd a 9.5. mellékletet.

<sup>55</sup> Meglátásom szerint esetleg a tengerszint feletti magasság, valamint a havi hőmérsékleti és csapadékadatok kivételt képezhetnek.



*Anyag és módszer*

A havi éghajlati adatokból a középhőmérséklet és a csapadékösszeg esetén évszakos (szezonális) átlagokat (hőmérséklet) és összegeket (csapadék) képeztem. Szintén a havi klimatikus adatokra támaszkodva létrehoztam 19 bioklimatikus változót (bioclimatic variable, Nix 1986) a WORLDCLIM-projekt javaslatai alapján (Hijmans és mtsai. 2005)<sup>56</sup>. A bioklimatikus változók egy része kijelölt időszakhoz (pl. legmelegebb hónap, legcsapadékosabb negyedév) kötött, az időszakok kijelölése azonban többféleképpen történhet, s erre vonatkozóan a szakirodalom nem ad útbaigazítást. Az időszakot lehet pontonként vagy országosan kijelölni, továbbá lehet a jövőbeli időszakok esetén újraválasztani az időszakokat (dinamikusan), vagy a referencia-időszakban kijelöltet megtartani (statikusan). Szól a statikus és országos módszerek mellett is érv (Gálos szem. közl. 2016) ugyanúgy, ahogy a dinamikus és pontonkénti kijelölés mellett is (Dobor szem. közl. 2016). Magyarország kis kiterjedésére tekintettel országosan választottam ki az időszakokat, és a gyakorlatban elterjedtebb dinamikus módszert alkalmaztam.

A terepmodellből származó tengerszint feletti magasság közvetlen felhasználását elvettem, mivel az avval erősen korreláló klimatikus és nem klimatikus változók feltételezhetően közvetlenebb módon ható környezeti tényezők a növények szempontjából<sup>57</sup>. A kérdéskör alapos áttekintése végett lásd Hof és mtsai. (2012) munkáját. A magasságból (illetve annak térbeli mintázatából a következő domborzati jellemzőket képeztem:

- domborzati helyzet (Topographic Position Index, TPI),
- terep egyenetlenség (Terrain Ruggedness Index, TRI),
- terep durvasága (roughness).

E három változó mindegyikét a terepmodell felbontásában, 3×3-as rácskivágaton számítottam, Wilson és mtsai. (2007) útmutatása szerint. Riley és mtsai. (1999) javaslatával ellentétben a TRI folytonos skálán fekvő értékét nem diszkrétizáltam, mivel azt nem a terepfelszín kategorizálása végett számítottam, hanem ökológiai modell számára, bemeneti változóként. A számított felszíni jellemzőkkel kapcsolatban lásd továbbá Gallant és Wilson (2000), valamint De Reu és mtsai. (2013) munkáját. A kezdeti prediktorhalmazba a TPI és a tengerszint feletti magasság MÉTA-hatszögeken belüli szórása került, valamint a TRI és roughness hatszögeken belüli átlaga és maximuma. Az így előállított származtatott domborzati változók mindegyike lényegileg a terepfelszín változatosságát jellemzi.

A kezdeti prediktorhalmaz számára kiszámítottam a MÉTA-hatszög-középpontok különböző víztestektől vett távolságát, beleértve a négy egyszerű, és az öt összevont víztestkategóriát is. A talajadatbázisból a következő változókat származtattam:

- az öt kémhatásosztály előfordulása a MÉTA-hatszögekben (igaz/hamis változók),
- szervesanyag MÉTA-hatszögeken belüli átlaga, minimuma és maximuma,
- gyökerezési mélység MÉTA-hatszögeken belüli átlaga, minimuma és maximuma,
- talajvízmélység MÉTA-hatszögeken belüli átlaga, minimuma és maximuma,
- a két talajréteg (0–30 és 30–60 cm) homok- és agyagfrakcióinak MÉTA-hatszögeken belüli átlaga, minimuma és maximuma. Az iszapfrakciót szándékosan nem vontam be a kutatásba,

<sup>56</sup> A nemzetközi irodalomban kevésbé ismert és a bioklimatikus változókkal erősen korreláló aszályindexek használatát elvettem.

<sup>57</sup> Továbbá ahhoz digitális domborzatmodellt kellett volna használnom terepmodell helyett.

*Anyag és módszer*

mivel egyrészt a szélsőségek nagy valószínűséggel nagyobb prediktív erővel bírnak, másrészt – az átlag esetén – bármelyik frakció a másik két frakciónak lineáris kombinációjaként előállítható (vagyis teljesen multikollineáris rendszert alkotnak).

Összességében 26 talajtani, 9 vízrajzi, 6 topografikus és 27 éghajlati paramétert állítottam elő kezdeti prediktorhalmazként (9.3. melléklet).

## 5.4. Vizsgálati módszerek

### 5.4.1. Élőhelymodellezés

#### 5.4.1.1. Élőhelymodellezés előkészítése

Egy terület potenciális vegetációjának modellezése minden esetben azon élőhelyek (vagy egyéb, a vegetációt típusokba, osztályokba soroló egységek, mint pl. társulások) potenciális elterjedési területének modellezésén alapul, amelyek ott elvben előfordulhatnak<sup>58</sup>. A 86 lehetséges élőhely közül számomra csupán a természetközeli, szubklímá és klímá élőhelyek relevánsak<sup>59</sup>, s a rájuk épült modell eredményeit a PNV-modellezéstől eltérő logikával, a későbbiekben bemutatott módon használok fel. Az élőhelyekre készült predikciók PNV céljából történő felhasználását illetően többek között lásd Somodi és mtsai. (benyújtott kézirat) cikkét.

Az egyes élőhelyek referencia-időszakbeli és jövőbeli potenciális elterjedésének modellezéséhez elméletben élőhelyenként más és más környezeti adatbázis is felhasználható lehet, ugyanakkor az eredmények összevethetősége és könnyebb értelmezése, valamint a kutatás átláthatóságának biztosítása végett e lehetőséggel nem éltem (vö. Beaumont és mtsai. 2016 más premisszából kiinduló, de hasonló konklúziójával). Amennyiben az egyes élőhelyek számára más környezeti faktorok (prediktorok) bizonyulnak meghatározónak, akkor azt az épülő modell felismeri, és a szükségtelen prediktorokat elhagyja (nem veszi figyelembe). Így ugyanabból a kiinduló prediktorcsomagból végül az élőhelyek külön-külön részcsomagokat választanak, melynek zavartalanságát a modellezés előkészítése során úgy biztosíthatom, ha mind több környezeti hatótényezőt figyelembe vevő, ökológiailag minél relevánsabb és minél könnyebben magyarázható prediktorcsomagot állítok össze úgy, hogy azt a modellezési módszer statisztikailag megbízható módon kezelni is tudja (Petitpierre és mtsai. 2016). Utóbbi elvárás megvalósítását célozza olyan prediktorcsomag kiválasztása, melyben az egyes prediktorok egymással kevéssé korrelálnak, a prediktorcsomag önmagában kevéssé multikollineáris (Dormann és mtsai. 2013; lásd továbbá: Heikkinen és mtsai. 2006), és mely prediktorok között a referencia-időszakban megfigyelhető korrelációs struktúra a jövőben nem vagy csak igen kevéssé változik, s ha változik is, a változás a modellek interpretálhatóságát nem lehetetleníti el (Elith és mtsai. 2010a, Beaumont és mtsai. 2016).

<sup>58</sup> Disszertációmnak nem célja útmutatást adni azon napjainkban aktuális és még meg nem válaszolt módszertani kérdésekkel kapcsolatban, melyek a potenciális természetközeli vegetáció számára releváns élőhelyek kiválasztásának vagy az élőhelyekre külön-külön megkapott predikciók összesítésének, felhasználási módjának részleteit feszegetik, mivel a kutatásom ezen kérdésekre a kutatás végső célját figyelembe véve ismeri saját válaszait.

<sup>59</sup> Részletesen és indoklással lásd az 5.2.1.1. fejezetben.

*Anyag és módszer*

A kutatásom során összegyűjtött környezeti tényezők az alábbi négy nagy csoportba sorolhatóak, mely csoportokon belül jelentősebb korreláció várható, mint eltérő csoportba tartozók között:

- talaj fizikai és kémiai tulajdonságai, talajvíz;
- domborzatból származtatott változók;
- víztestektől vett távolságok; valamint
- éghajlati változók.

Ugyanakkor nem zárható ki a csoportok közötti erős korreláltság sem, ezért a korreláció és multikollinearitás vizsgálatát a teljes prediktorcsoportra kell elvégezni. A korrelált prediktorhalmaz korreláltságát (vagyis a gyakorlatban: elemszámát) csökkenteni kell, melyre két fő módszer terjedt el a gyakorlatban (O'Brien 2007, Dormann és mtsai. 2013). Egyrészt lehet a prediktorok által kifeszített többdimenziós tér dimenzióit változóösszevonással vagy ordinációs technikával, pl. főkomponens-elemzés (Principal Components Analysis, PCA) által kijelölt legfőbb komponensek kiválasztásával csökkenteni, mint ahogy e módszert a bioklimatikus változók multikollinearitási problémájának megoldására többek között Hanspach és mtsai. (2011), Cruz-Cárdenas és mtsai. (2014), Alhajeri és Steppan (2016) vagy Giehl és Jarenkow (2012) alkalmazza. A módszer előnye, hogy egymással feltétlenül korrelálatlan változókat (tengelyeket) kapunk (hiszen a tengelyek egymásra ortogonálisak (Borcard és mtsai. 2011)), hátránya viszont, hogy nehéz interpretálni a kapott dimenziókat (Heikkinen és mtsai. 2006), és valószínűleg még áttétebben figyelhető csak meg a kauzalitás a kapott dimenziók és a modellezendő előfordulás között. A kapott dimenziók gyakorlatilag helyettesítő/közvetett változók (proxy/indirect variables), bővebben lásd Harrell (2001), Austin (1980) és Austin (2002) munkáját. A korreláció csökkentésének másik elterjedt módszere bizonyos – jól megválasztott – változók elhagyása, erre példaként lásd Ranjitkar és mtsai. (2014) munkáját. A módszer előnye az interpretálhatóság, hátránya, hogy olyan szakértői döntéseket kell közben meghozni, amelyekhez nincs meg feltétlenül minden szükséges információ (nem ismert pontosan, hogy mely változók a fontosabbak és közvetlenebb módon hatók). Kutatásomban e második módszert alkalmaztam. A megfelelő végső prediktor-összeállítás kijelölése iteratív módon történt, szakértői döntések meghozatalának sorát igényelte, és a gyakorlatban egy vagy több jónak feltételezett prediktorcsoport vizsgálatának, módosításának (prediktorok elhagyásának és újabbak csoportba vételének) sorozatát jelentette. Az iteratív vizsgálat során az alábbi szempontokat vettem figyelembe:

- a prediktor-összeállítás multikollinearitásának kondíciószámával (Condition Number, CN) kifejezett értéke minél kisebb legyen, és lehetőleg ne legyen 30-nál nagyobb (Dormann és mtsai. 2013);
- az egyes kiválasztott prediktorok variancianövelő tényezője (Variance Inflation Factor, VIF) minél kisebb legyen, lehetőleg 10 alatt (Belsley 1991, Hair és mtsai. 1995, USD M 2015), de semmiképp sem 50 fölött. A maximum kevésbé szigorú meghatározása mellett szólnak a 10-es értéket (O'Brien 2007, Chennamaneni és mtsai. 2016), és általában is a VIF-et támadó (Chennamaneni és mtsai. 2016) kritikák;
- az egyes prediktorok páronkénti korrelációjának abszolútértéke legyen minél alacsonyabb (Booth és mtsai. 1994), 0,8-et semmiképpen se haladja meg. A korrelációs együttható

*Anyag és módszer*

abszolútértékének maximumát jellemzően 0,7-ben szokták maximalizálni, de ettől jóval szigorúbb és megengedőbb esetek is ismertek (pl. 0,4 Suzuki és mtsai. (2008) munkájában, vagy 0,85 Elith és mtsai. (2006) munkájában, Dormann és mtsai. (2013) nyomán). E felső határérték a modellezési feladat, a választott modellezési módszer és a háttérváltozók alapos ismerete mellett határozható meg szakértői döntéssel<sup>60</sup>;

- ugyanakkor a prediktorcsoport minél több prediktort tartalmazzon (ez az első két szemponttal, és áttétesen a harmadikkal is ellentétes);
- a prediktorok minél több, a vegetáció szempontjából feltételezhetően minél meghatározóbb információt hordozzanak (ez több esetben ellentétes az első három szemponttal, viszont alapvető fontosságú, lásd pl.: Austin 2002, Elith és Leathwick 2009, Synes és Osborne 2011, Austin és Van Niel 2011, Engler és Rödder 2012, Dormann és mtsai. 2013, Petitpierre és mtsai. 2016). Lásd továbbá Guisande és mtsai. (2017) által a fontos prediktorok meghatározására javasolt módszert; és
- azon ritka esetekben, amikor két prediktor teljesen korrelál ( $p = 1$ ), de jelentésük nem ugyanaz (pl. legcsapadékosabb negyedév átlagos középhőmérséklete és legmelegebb negyedév átlagos középhőmérséklete), az a prediktor maradjon meg, amelyik a jövőben a korrelációs struktúrában várhatóan kisebb változást okoz (a fenti példában a legmelegebb negyedév átlagos középhőmérséklete). A szakértői prediktorszelekció vonatkozásában vö. Elith és mtsai. (2010a), valamint Braunisch és mtsai. (2013) munkájával.

A páronkénti korrelációk megállapításához folytonos változók esetén Pearson-féle  $r$ -et számítottam<sup>61</sup>, kategoriális változó végül nem került be potenciális prediktorok körébe, ordinálisként pedig csupán a bináris (logikai), kémhatással kapcsolatos változók értelmezhetőek. Habár a bináris változók közti korreláltság (asszociáltság) mérésére külön metrikák léteznek (Hubálek 1982, Warrens 2008, Zhang és Srihari 2016), logikai változók esetén a Cramér-féle  $V$  értéke megegyezik a  $\phi$ -vel (Boslaugh 2012), és így a Pearson-féle  $r$ -rel (Guilford 1936, De Cáceres és Legendre 2009), ezért ez utóbbit számítottam logikai változók esetén is abból a célból, hogy az összes lehetséges prediktorpár között egységes módon állapíthassam meg a korrelációt. A kondíciós szám számítását egzakt módon (nem közelítéssel) végeztem a környezeti adatbázis azon részhalmazán, amelyen minden prediktor értéke ismert volt. A páronkénti korreláció, és a prediktorhalmaz multikollinearitásának megállapításához a prediktorokat előzetesen studentizáltam (standardizáltam, centráltam), annak ellenére, hogy a variancianövelő tényező és a Pearson-féle  $r$  értékét ez az előzetes adatelőkészítés nem, csupán a kondíciós számot befolyásolja. A végső prediktorcsoport kijelöléséhez a potenciális prediktorcsoportokon klaszterelemzést (klaszteranalízis, Cluster Analysis, CA) is végeztem a legtávolabbi szomszéd elve alapján működő teljes láncmódszerrel (complete linkage), melynek során a távolságmátrixot a páronkénti korrelációk abszolútértékének egytől való eltéréséből számítottam.

<sup>60</sup> A korrelációs együtttható elfogadható maximumát a mintaelemszám csak kis minták esetén befolyásolja számottevően. Az idézett irodalmak többsége hasonló, nagy elemszámú, prediktív ökológiai modelleket vizsgál.

<sup>61</sup> A centrális határeloszlás-tételnek megfelelően ekkora mintánál a Pearson-korrelációnak a két adatsor együttes normalitására vonatkozó feltétele elhanyagolható, így az információvesztéssel járó rangkorrelációk (pl. Spearman-korreláció) helyett a Pearson-féle  $r$  számítása javasolt.

#### 5.4.1.2. Élőhelymodellek építése, kiértékelése. Predikció

A MÉTA-hatszögek középpontjain értelmezett prediktív ökológiai modelleket élőhelyenként építettem, egymástól függetlenül. A modelleket a referencia-időszak környezeti adatain tanítottam a megfigyelt jelenlét-hiány adatokra támaszkodva, a modellek kiértékeléséhez a referencia-időszakra készítettem predikciót. Mivel a tanításhoz bőven elegendő adat (87 830 földrajzi pont) állt rendelkezésemre, így lehetőségem nyílt az adatok elfelezésével egymástól független tanító és kiértékelő ponthalmazt elkülöníteni, és így független modellkiértékelést végezni. Nem kényszerültem tehát a kevésbé megbízható (Araújo és mtsai. 2005, Rao és mtsai. 2008), mégis gyakorta alkalmazott bootstrappal vagy keresztvalidációval élni a kiértékelés során, vagy ami még kritikusabb (De'ath 2007), a tanító adaton kiértékelni a modellt (a módszerek összevetését illetően lásd Heikkinen és mtsai. (2006) írását). Az adatok kettéosztása véletlenszerűen történt egyetlen megszorító szabály alkalmazásával: a tanító és kiértékelő adatok jelenlétarányát is a teljes adatsor jelenlétarányához rögzítettem.

A lehetséges számos modellezési megközelítés közül választásom a fejlődő/sokasított regressziós fák (Boosted Regression Trees, BRT, Friedman és mtsai. 2000, Friedman 2002, Schapire 2003) módszerére esett, melyet neveznek még fokozatosan fejlődő/sokasított modellnek (Gradient Boosting Model, GBM), sztochasztikus fokozatos fejlődésnek (Stochastic Gradient Boosting), erdőknek (Forests) és összeadó regressziós fáknak (Multiple Additive Regression Trees, MART) is. A BRT prediktív ökológiai modellként való alkalmazása viszonylag újkeletű (De'ath 2007, Elith és mtsai. 2008), ennek ellenére már számos tanulmány rámutatott kiemelkedő prediktív erejére (Elith és mtsai. 2006, Bühlmann és Hothorn 2007, Guisan és mtsai. 2007a). A BRT rugalmasan képes válaszgörbét adni, a dismo csomagban (Hijmans és mtsai. 2016) implementált verziója a magyarázó változók kiválasztásakor és a fák optimális számának meghatározásakor a sokszor kifogásolt (Lukacs és mtsai. 2010, Brennan 2012) Akaike-féle információs kritérium (Akaike Information Criterion, AIC, Akaike 1973) helyett keresztvalidációt alkalmaz (vö. a biomod2 csomagban (Thuiller és mtsai. 2016) implementált BRT-függvénnyel; Beaumont és mtsai. 2016). Magas korreláltság mellett is jól alkalmazható (Bühlmann és Hothorn 2007, Ogutu és mtsai. 2011), amennyiben a korrelációs struktúra a tanító és a predikciós adatbázis között nem tér el lényegesen (Dormann és mtsai. 2013). Kevésbé érzékeny az adatokban lévő hibákra (Graham és mtsai. 2008) és a tanító adatok felbontására (Guisan és mtsai. 2007b). A BRT két modellezési módszert ötvöz: regressziós fát épít (a függő és független változókat rekurzív bináris elágazások rendszerével kapcsolja egymáshoz; lásd: Breiman és mtsai. (1984), Hastie és mtsai. (2001); ökológiai alkalmazását lásd: De'ath és Fabricius (2000)), de nem egyet, hanem egymás után több kis fát (boosting, Freund és Schapire 1997, Breiman 1998), és így additívan, fokozatosan fejlődik a modell. A módszerekkel együtt azok előnyeit is kombinálja: mivel fákat épít, a fölösleges prediktorokat könnyen el tudja hagyni, kategorikus és folytonos változókat is használhat, elfogadja a hiányzó adatokat, nem igényel előzetes adattranzformációt, a kiugró értékekre nem érzékeny, és a prediktorok közötti interakciót kezelni tudja; továbbá mivel több fát épít, a válaszgörbe összetett és rugalmas (nem feltétlenül lineáris vagy szakaszos) és sokkal közelebb áll a valósághoz, a prediktív ereje pedig nagy. Az újabb fák hozzáadása lépésenként, büntetési rendszerben történik (penalized

*Anyag és módszer*

forward stagewise method), amikor a korábban rosszul modellezett adatokat az újabb fa építések nagyobb súllyal veszi figyelembe az algoritmus. A büntetésnek és a modellépítés során alkalmazott keresztvalidációnak köszönhetően a BRT viszonylag védett a prediktív ökológiai modellekre gyakran jellemző túlillesztéstől (overfitting) (Elith és mtsai. 2006, Elith és mtsai. 2008, Dormann és mtsai. 2013). A túlillesztés ellen alkalmazott hagyományos megközelítésekkel – a gerincregresszió (ridge regression) és a lasszó módszer (lasso) (Hastie és mtsai. 2001) – szemben a BRT-modellt a lépésenkénti büntetés, a tanulási sebesség, az épített fák száma és a fák összetettsége szabályozza (regularizáció, De'ath 2007, Elith és mtsai. 2008). E szabályozott modellépítésnek köszönhető, hogy ez a módszer a multikollinearitásra kevésbé érzékeny (Hofner és mtsai. 2014).

A BRT a statisztikai és mesterséges intelligencia-módszerek közé is sorolható: rugalmas, előzetes feltételezésekre nem hagyatkozik, nagy számításigényű, ugyanakkor nem feketedoboz (black box), a modell jól interpretálható (ha a fák kevés elágazást/szintet tartalmaznak, akkor az egyes részfák is kiértékelhetőek). (Elith és mtsai. 2008). A módszer sztochasztikus, minden fa építéséhez a tanító adatsor egy véletlenül kiválasztott részét használja, a véletlen kiválasztás aránya (bag fraction) előzetesen rögzíthető. A sztochaszticitás a modell pontosságát növeli, és a modellépítést gyorsítja (Friedman 2002), ugyanakkor egyenes következménye, hogy a modellek – s így a predikciók – matematikailag nem egyeznek meg, ha a kutatást megismételjük (Elith és mtsai. 2008).

A modell építése során Elith és mtsai. (2008) útmutatása szerint jártam el: a modellt három lépésben építettem az alábbiak szerint. Első lépésben kezdeti modellt építettem, amelyhez a kiválasztott prediktorösszeállítás összes változóját felhasználtam (a logikai prediktorokat kétszintű kategorikus változóként). Az első lépés már önmagában is egy összetett, iteratív folyamat, melynek során először 50 fát épít az algoritmus, majd minden lépésben 50-nel többet. Az iteráció akkor áll le, ha megtalálja az optimális faszámot, vagyis azt az esetet, amikor a prediktív erő a legnagyobb, a prediktív eltérés (predictive deviance) pedig a legkisebb. A modellek építések a bináris jelenlét-hiány adatoknak megfelelően binomiális kapcsolati függvényt (link function) alkalmaztam, lényegileg – tágan értelmezve – logisztikus regressziót végeztem. Második lépésként a modell egyszerűsítését készítettem elő: az iteratív algoritmus meghatározta azokat a változókat, amelyek az adott élőhely szempontjából elenyésző prediktív erővel bírnak, pontosabban azokat, amelyeket elhagyva – tízelemű keresztvalidáció átlaga szerint – a prediktív eltérés az első lépésben épített modell prediktív eltérését nem haladta meg annak standard hibájánál nagyobb mértékben. E lépés a GLM által alkalmazott elhagyásos változókiválasztáshoz (backward selection, recursive feature elimination, Miller 1990) hasonlít. Harmadik lépésként elhagytam az előzőekben meghatározott változókat, és a csökkentett prediktorösszeállítással egyszerűsített, végleges modellt építettem. A kezdeti és az egyszerűsített modell építése során ugyanazokat a beállításokat (tanulási sebesség, fák összetettsége, visszatevés aránya) és tanító adathalmazt alkalmaztam. A fák összetettségét (tree complexity) – Elith és mtsai. (2008) javaslatától eltérően – 3-nál, a véletlen kiválasztás arányát (bag fraction) pedig 0,5-nél rögzítettem. A fák összetettsége határozza meg, hogy a modell hanyadfokú interakciót képes kezelni a prediktorváltozók között (Friedman 2001, Hastie és mtsai. 2001), valamint hogy az egyes fák ökológiai szempontból mennyire interpretálhatók. A túl összetett modellek kerülendőek (Bell és Schlaepfer 2016).

*Anyag és módszer*

Mivel az optimális tanulási sebesség (learning rate) függ a vizsgálandó élőhely előfordulásától (ritka fajok esetén lassabban kell tanítani a modellt), ezért minden élőhelyre a jelenlét és hiány arányának függvényében választottam ki a tanulási sebességet előre rögzített értékek közül a 0,008 és 0,1 közötti intervallumból (e tartományt Elith és mtsai. (2008) javaslata alapján jelöltem ki). A kisebb tanulási sebesség több fát és lassabb modellépítést eredményez – rögzített faösszetettség mellett. A megfelelően választott tanulási sebességgel biztosítottam, hogy a modell által előállított fák száma 1000 és 10.000 közé kerüljön, követve Elith és mtsai. (2008) iránymutatását, miszerint a modellek legalább 1000 fát szükséges, hogy tartalmazzanak<sup>62</sup>.

A modelleket négyféle módon értékeltem ki: alkalmaztam a tanító adatsorra, a kiértékelő adatsorra, a kiértékelő adatsor egy megszorított részalmazára és a teljes természetes adatsorra, vagyis a tanító és kiértékelő adatsor uniójára. A kiértékelő adatsor részalmazát Hijmans (2012) javaslata alapján szűkítettem: a térbeli rendezési hiba (Spatial Sorting Bias, SSB) mértékét csökkentettem páronkénti távolságalapú mintavételezéssel (Pairwise Distance Sampling, PWD Sampling). A SSB abból adódik, hogy a tanító adatsor jelenlétpontjaitól a kiértékelő adatsor hiánypontjai jellemzően távolabb helyezkednek el, mint a kiértékelő adatsor jelenlétpontjai<sup>63</sup>. A mintavételezésnél minden kiértékelő adatsorbéli jelenlétponthez ( $KJ_i$ ) három olyan kiértékelő hiánypontot ( $KH_j, KH_k, KH_l$ ) kerestem – ha volt három ilyen –, amelyre teljesült, hogy euklidészi távolsága a  $KJ_i$ -hez legközelebb eső tanító jelenlétponttól ( $TJ_n$ )  $\pm 30\%$ -ban tér el  $KJ_i$  és  $TJ_n$  távolságától. A hozzárendelő függvényt az alábbi egyenletben formalizáltam, ahol  $KJ, KH$  és  $TJ$  rendre a kiértékelő jelenlétpontok halmaza, a kiértékelő hiánypontok halmaza és a tanító jelenlétpontok halmaza (2. egyenlet).

$$f(KJ_i \in KJ) = \{KH_j, KH_k, KH_l\} \subseteq KH \mid \forall m \in \{j, k, l\} \wedge |d(KH_m, TJ_n) - d(KJ_i, TJ_n)| \leq d(KJ_i, TJ_n) * 0,3 \wedge TJ_n \in TJ \wedge d(KJ_i, TJ_n) = \min_{TJ_o \in TJ} d(KJ_i, TJ_o) \quad (2)$$

A négy adatsorra készített predikciókat a megfigyelésekkel összevettem, és általuk a modellek jószágát egy széles körben alkalmazott (Mouton és mtsai. 2010, Kaymak és mtsai. 2012) metrikával, az észlelő különbségtételei képességét jellemző görbe (Receiver Operating Characteristic Curve, ROC Curve, Lusted 1971) alatti terület nagyságával (Area Under the Curve, AUC, Hanley és McNeil 1982, Swets 1988) számszerűsítettem<sup>64</sup>. A tanító és a teljes természetes adatsorra számított AUC-értékek önmagukban nem adnak túl sok információt (Austin 2007, Stokland és mtsai. 2011), inkább a kiértékelő adatsorra képzett AUC-val összevetve érdemes értékelnünk őket. A szűkített kiértékelő adatsorra számított AUC-k – azon kívül, hogy jelenlét-álhiány modellek esetén megbízhatóbbak – a modellek között jobban összehasonlíthatók.

<sup>62</sup> Amennyiben egy modell túl sok, vagy éppen túl kevés fát tartalmazott, a tanulási sebességet algoritmikusan módosítottam, és az újonnan beállított sebességgel a modellt újraépíttem.

<sup>63</sup> Ez a hiba elsősorban jelenlét-álhiány modellek esetén okoz nagy problémát.

<sup>64</sup> Habár friss kutatások az AUC-metrikát mind több kritikával illetik (Hand és Till 2001, Maggini és mtsai. 2006, Termansen és mtsai. 2006, Austin 2007, Lobo és mtsai. 2008), kutatásomhoz tökéletesen megfelel, mivel közismert (Fawcett 2006) és könnyen interpretálható (Kaymak és mtsai. 2012), továbbá nem modellezési módszerek vagy különböző paraméterezésű modellek összehasonlításához számoltam, hanem hogy modelleim jószágáról általános képet kapjak.

### Anyag és módszer

A modellek kiértékelése után a négy jövőbeli klímacélra (2 időszak  $\times$  2 RCM) predikciót készítettem, a folytonos nyers predikciókat ötelemű ordinális skálára hoztam. A diszkrétizáláshoz a vágópontokat egységes logikát követve, de élőhelyenként külön-külön határoztam meg Somodi és mtsai. (benyújtott kézirat) javaslata szerint, így biztosítva, hogy a predikciók élőhelyek között összevethetők legyenek<sup>65</sup>. Az ordinális skálára alakítás során az öt kategória közötti négy vágópontot a következőképpen jelöltem ki, minden esetben a referencia-időszakra készített predikcióra támaszkodva:

- a jelenlétpontokba jósolt előfordulási valószínűségek minimuma;
- a hiánypontokba jósolt előfordulási valószínűségek átlaga;
- a jelenlétpontokba jósolt előfordulási valószínűségek átlaga;
- a hiánypontokba jósolt előfordulási valószínűségek maximuma.

Az esetek döntő többségében – és kutatásomban minden élőhelymodell esetén – e négy vágópont a fenti sorrendben követi egymást, az ettől eltérő esetekben egy-egy kategória összevonása lehet indokolt. Az alkalmazott diszkrétizáló függvény (3. és 4. egyenlet) a nyers előfordulási valószínűséget ( $p$ ) viszi át ordinális skálára, ahol  $n$  a vizsgált földrajzi pontok száma (és  $k$  egy adott pont),  $P$  (probabilities) a modellezett előfordulási valószínűségek halmaza, míg  $O$  (observations) a megfigyelt előfordulások halmaza.

$$f(p, P, O) = \begin{cases} 0, & \text{if } p < \min_{k \in [1, n] | O_k=1} P_k \\ 1, & \text{if } p \in \left[ \min_{k \in [1, n] | O_k=1} P_k, \text{mean}_{k \in [1, n] | O_k=0} P_k \right[ \\ 2, & \text{if } p \in \left[ \text{mean}_{k \in [1, n] | O_k=0} P_k, \text{mean}_{k \in [1, n] | O_k=1} P_k \right[ \\ 3, & \text{if } p \in \left[ \text{mean}_{k \in [1, n] | O_k=1} P_k, \max_{k \in [1, n] | O_k=0} P_k \right[ \\ 4, & \text{if } p \geq \max_{k \in [1, n] | O_k=0} P_k \end{cases} \quad (3)$$

$$f: \begin{pmatrix} [0, 1] \\ [0, 1]^n \\ \{0, 1\}^n \end{pmatrix} \Rightarrow \{0, 1, 2, 3, 4\} \quad (4)$$

## 5.4.2. Potenciális telepíthetőségi terület modellezése

### 5.4.2.1. Élőhely-dísznövény mátrix

A dísznövények potenciális telepíthetőségi területének lehatárolását a kutatás első eredménycsoportjához, vagyis az élőhelyek jósolt előfordulási valószínűségéhez az élőhely-dísznövény mátrixszal kapcsolom. A mátrix egy könnyen értelmezhető eszköze annak, hogy dísznövényeket és élőhelyeket logikailag összekössünk: soraiban a vizsgált dísznövényeket,

<sup>65</sup> Ezen átskálázás teszi lehetővé azt is, hogy a dísznövények telepíthetőségi területének meghatározásakor az élőhelyekre vonatkozó predikciókat egyszerre, egy modellben használhassam fel.



## Anyag és módszer

oszlopaiban pedig a vizsgált élőhelyeket találjuk<sup>66</sup>. A mátrix elemeinek – áttélesen pedig a sorainak – a számát korlátoznom kellett, mivel annak előállításához szakértők segítségét kértem. Ezért a vizsgálatba kevés, szám szerint 31 dísznövénytaxont vontam be (2. táblázat), viszont törekedtem rá, hogy a lista jól reprezentálja a hazai dendrológiai szortimentet az alábbi szempontok figyelembevételével:

- a hazai dísznövény-alkalmazási gyakorlat oldaláról nézve legjelentősebb nemzetségek képviseltik magukat;
- csak fásszárúakat vontam be a vizsgálatba;
- elsősorban fák kerültek a listára, nem pedig cserjék. A cserjék esetén a mikroklíma nagyobb jelentőségű, így a kutatásomban vizsgált makroklimatikus tényezők kevésbé meghatározóak számukra. Cserjék telepítésekor – a fákkal összevetve – a talajjavítás vagy teljes talajcsere is jobban megvalósítható, így a potenciális telepíthetőségi területük jóval nagyobb, mint amit a modellezési megközelítéssel ki tudok mutatni;
- a lista a lehetőségekhez képest heterogén, így a modellezési módszer erényei és gyengeségei nagyobb valószínűséggel a felszínre kerülnek. Törekedtem bevonni olyan taxonokat, amelyek hazai potenciális telepíthetőségi területe a jövőben – előzetes feltételezéseim szerint – várhatóan visszahúzódik, és olyat is, amié növekedhet. Szándékom volt továbbá – feltételezéseim szerint – erősen klímaérzékeny és kevésbé klímaérzékeny taxonokat is a listára venni, utóbbiak lehetnek például a talajra érzékeny, de klimatikusan tágtűrű dísznövények. További szempont volt a közismert, könnyen beszerezhető taxonok mellett a ritkábbak szerepeltetése is.

2. táblázat. A vizsgálatba vont 31 dísznövénytaxon azonosítója ("ID"), tudományos neve (GRIN 2016 és IPNI 2016 szerint) és szinonim neve, valamint a magyar neve (Priszter 1998 és Tóth 2012 szerint). A szinonim nevek csak tájékoztatásul szolgálnak, nem feltétlen bazionimok.

ID	Tudományos név	Szinonima	Magyar név
abn	<i>Abies nordmanniana</i> (Steven) Spach		kaukázusi jegenyefenyő
apa	<i>Acer palmatum</i> Thunb.		ujjas juhar
aps	<i>Acer pseudoplatanus</i> L.		hegyi juhar
asa	<i>Acer saccharinum</i> L.	<i>Acer dasycarpum</i> Ehrh.	ezüst juhar
aeh	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.		közönséges vadgesztenye
alj	<i>Albizia julibrissin</i> Durazz.	<i>Mimosa arborea</i> Forssk.	perzsa selyemakác
ces	<i>Cercis siliquastrum</i> L.		közönséges júdásfa
crl	<i>Crataegus × lavalleyi</i> Herincq ex Lavalley	<i>Crataegus carrierei</i> Vauvel ex Carriere	fényeslevelű galagonya
cus	<i>Cupressus sempervirens</i> L.	<i>Cupressus horizontalis</i> Mill.	európai ciprus
fas	<i>Fagus sylvatica</i> L.		európai bükk
fre	<i>Fraxinus excelsior</i> L.		magas kőris
gib	<i>Ginkgo biloba</i> L.		páfrányfenyő
hel	× <i>Hesperotropis leylandii</i> (A.B.Jacks. & Dallim.) Garland & Gerry Moore	× <i>Cuprocyparis leylandii</i> (A.B.Jacks. & Dallim.) Farjon	Leyland-ciprus
juv	<i>Juniperus virginiana</i> L.		virginiai boróka
lad	<i>Larix decidua</i> Mill.	<i>Larix europaea</i> DC.	európai vörösfenyő
mag	<i>Magnolia grandiflora</i> L.	<i>Magnolia foetida</i> (L.) Sarg.	örökzöld liliumfa
pat	<i>Paulownia tomentosa</i> (Thunb.) Steud.	<i>Paulownia imperialis</i> Siebold & Zucc.	kínai császárfa
pip	<i>Picea pungens</i> Engelm.	<i>Picea parryana</i> Sarg.	szürös luc

<sup>66</sup> Az ökológiai modellezésbe vont 47 természetközeli élőhely között háromhoz (B4, B6, H4) adatok még nem álltak rendelkezésemre az élőhely-dísznövény mátrix felépítésének kezdetekor, így az csupán 44 oszlopot tartalmaz.

## Anyag és módszer

ID	Tudományos név	Szinonima	Magyar név
pis	<i>Pinus strobus</i> L.		amerikai selyemfenyő
pos	<i>Populus simonii</i> Carriere	<i>Populus suaveolens</i> Fisch. var. <i>przewalskii</i> (Maxim.) C. K. Schneid.	kínai nyár
prs	<i>Prunus serrulata</i> Lindl.	<i>Prunus tenuiflora</i> Koehne	kínai hegyicseresznye
pyc	<i>Pyrus calleryana</i> Decne.	<i>Pyrus kawakamii</i> Hayata	kínai körte
rhc	<i>Rhododendron catawbiense</i> Michx.		szirti havasszépe
saa	<i>Salix alba</i> L.		fehér fűz
soa	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	<i>Sorbus kamtschatcensis</i> Kom	madárberkenye
stj	<i>Styphnolobium japonicum</i> (L.) Schott	<i>Sophora japonica</i> L.	közönséges japánakác
tad	<i>Taxodium distichum</i> (L.) Rich.		virginiai mocsárciprus
ted	<i>Tetradium daniellii</i> (Benn.) T. G. Hartley	<i>Euodia hupehensis</i> Dode	koreai mézesfa
thp	<i>Thuja plicata</i> Donn ex D. Don	<i>Thuja gigantea</i> Nutt.	óriás életfa
tip	<i>Tilia platyphyllos</i> Scop.	<i>Tilia grandifolia</i> Ehrh.	nagylevelű hárs
ulp	<i>Ulmus pumila</i> L. var. <i>arborea</i> Litv.	<i>Ulmus turkestanica</i> Regel	turkesztáni szil

A kiválasztás szempontrendszer alapján heterogénnek tekinthető taxonlistát állítottam elő olyan módon, hogy a kevés vizsgálatba vont dísznövény a lehetőségekhez képest jól reprezentálja a hazai fás szortiment azon részét, amelynek makroklímával szembeni érzékenysége nem elhanyagolható. Kutatásomba bekerültek olyan fajok is, amelyek gyakorisága a dendrológiai kertekben kimagasló (pl. *Ginkgo biloba*, *Aesculus hippocastanum* – Fekete és mtsai. 2014).

A mátrix cellái kifejezik, hogy az adott dísznövény különösebb fenntartás és telepítéskori beavatkozás nélkül megmaradhat-e olyan területen, ahol az adott élőhely potenciálisan előfordulhat. Tehát a definícióba belefér az ültetőgödör kiásása, az ültetőgödör talajának javítása, kezdeti alapos beöntözés, esetleg szélöntés elleni karózás. Feltételezhetjük továbbá a taxonnak megfelelő térállásba történt telepítést. A definíció viszont kizárja a telepítés előtti teljes talajcserét, és a megeredés utáni rendszeres öntözést, tápanyag-utánpótlást, növényvédelmet. A felsorolt korlátozásokkal és lehetőségekkel célozom olyan élőhely-dísznövény mátrix előállítását volt, amely legjobban illeszkedik kutatási kérdésemhez: “a vizsgált dísznövényeket potenciálisan hová telepíthetjük, telepítés utáni megmaradásukat, a taxonra jellemző ütemű, egészséges fejlődésüket hol remélhetjük?”<sup>67</sup>.

A mátrix cellái 0 és 1 közötti számmal fejezik ki a megmaradási valószínűséget, és értelemszerűen elfogadottak a hiányzó értékek (“nem tudom, nem ismerem”) is. A kitöltés egyszerűsítése végett folytonos értékek helyett három diszkrét esetet különítettem el:

- 0: nagy eséllyel nem marad meg;
- 0,5: talán megmarad, például ha az adott élőhely potenciális előfordulását nem befolyásoló környezeti tényezők az adott dísznövény számára megfelelőek (értsd pl.: kémhatásra és mésztartalomra nem érzékeny élőhely esetén kellően mészmentes a talaj);
- 1: nagy eséllyel megmarad.

<sup>67</sup> A definíció lazításával és szigorításával is más-más kutatási kérdésre kapnánk választ. Előbbi esetben a megfelelő kérdés: “a vizsgált dísznövényeket potenciálisan hová telepíthetjük, feltételezve hathatós fenntartási beavatkozásokat és a környezeti tényezők erős emberi kontrollját?”; utóbbi esetben pedig: “a vizsgált dísznövények potenciálisan hol jelenhetnek meg spontán módon, inváziójukra hol számíthatunk?”. Az első kérdés – úgy gondolom – az ökológikusan gondolkozó tájépítész szemszögéből nézve nem releváns, a kérdésre adható választ pedig – a definíció kellő lazítása után – sejthetjük: “bárhová.”. Mivel a definíció szigorításával az inváziós potenciál vizsgálatához jutok, ebben az esetben kutatásom végén elsősorban ökológiai, nem pedig tájépítészeti kérdésre kapnék választ, és így dolgozatom eredeti célkitűzésétől jócskán eltérnék.

*Anyag és módszer*

A mátrix előállítására többféle mód képzelhető el, kutatásomban én szakértők bevonásával több, egymástól független mátrixot állítottam elő (szakértőnként egyet), és ezekből képeztem a végső élőhely-dísznövény mátrixot<sup>68</sup>. A szakértőkhöz ugyanazt az üres mátrixot (9.10. melléklet) juttattam el ugyanazt a leírást és definíciót mellékelve. Törekedtem ezáltal arra, hogy az értelmezésből adódó bizonytalanságot a minimálisra csökkentsem.

Az élőhely-dísznövény mátrix kitöltéséhez olyan szakértőket törekedtem felkérni, akik

- jól ismerik a hazai dísznövények környezeti igényeit és a hazai természetes vegetációt (lehetőleg az Á-NÉR-élőhelyeket); vagy
- e kettő közül az egyiknek alapos ismerői, és a másik témára is van rálátásuk.

Mivel hazánkban a vegetációval foglalkozó ökológusok, botanikusok köre nem túl tág, a fás dísznövények igényeit ismerő dendrológus közösség pedig kimondottan szűk, így nem csodálkozhatunk, hogy e két kör metszete igencsak keskeny. Ennek ellenére sikerült 11 szakértőt megkeresnem, akik közül tízen elvállalták a mátrix kitöltését, és kilencen vissza is juttatták azt hozzám (Bede-Fazekas szem. közl. 2015, Gergely szem. közl. 2016, Gerzson szem. közl. 2016, Höhn szem. közl. 2015, Kósa szem. közl. 2016, Kun szem. közl. 2015, Nádasy szem. közl. 2016, Szabó szem. közl. 2015, Tóth szem. közl. 2015). A kilenc mátrixból négy digitálisan, öt pedig papír alapon került kitöltésre. A disszertációmban a szakértői mátrixokat anonim módon dolgozom fel. Gergely szem. közlése (2016) szerint a felkért szakértők a mátrix kitöltésekor elsősorban két szempontot mérlegelhettek: egyrészt a dísznövény termőhelyi igényeit gondolatban extrapolálhatták, másrészt korábbi terepi tapasztalataikra hagyatkozhattak, amennyiben egy dísznövényt valamilyen élőhelyen (vagy annak közelében) megfigyeltek. Alapjában véve minden szakértő más úton jutott el a válaszhoz (Kósa szem. közl. 2016), és ez növeli a módszer bizonytalanságát.

Fontosnak tartom rögzíteni, hogy az öt, papír formátumban elkészített mátrixból négynek kitöltésénél segédkeztem. A szakértők véleményét nem állt szándékomban befolyásolni, bár ez minden bizonnyal ilyen esetekben elkerülhetetlen. Amennyiben a szakértők konkrét cellaértékkel kapcsolatban a véleményemet kérdezték, a válaszadást határozottan megtagadtam. A szakértőnek pusztán kérdéseket tettem fel olyan esetekben, amikor a logikátlanságot véltem felfedezni (pl. “a G1 és G2 esetén 0-t kapott ez a faj, biztosan a G3-nál 1 a megfelelő érték?”), és az esetek többségében a szakértők e hibacsökkentésre irányuló tevékenységemről utólag pozitívan nyilatkoztak<sup>69</sup>.

A különálló szakértői mátrixok aggregálására többféle lehetőség nyílik:

- Adott dísznövényhez és adott élőhelyhez tartozó értékeknek lehet képezni a szakértők között vett szórását, minimumát, maximumát és középértékét. A szórással számszerűsíttem a bizonytalanságot, a középértékkel pedig a szakértők közös véleményét. A minimum semmiképp, a maximum pedig fenntartásokkal alkalmazható a potenciális telepíthetőségi terület modellezésekor, így ezekkel csupán a szakértők közötti megegyezés erősségét szemléltettem.

<sup>68</sup> A szakértői mátrixkitöltés nagy előnye, hogy a végleges, aggregált mátrix bizonytalanságát is számszerűsíteni lehet az értékek szórásával, mely a modellezések elengedhetetlen – de gyakran elfelejtett – kötelező eleme.

<sup>69</sup> Kérdéseimmel pusztán az adott szakértő mátrixának következetességét, konzisztenciáját szándékoztam növelni, sem más szakértők korábban kitöltött mátrixai, sem pedig a saját véleményem nem játszott – tudatosan – szerepet feltevésükben. Mivel nem vagyok kívülálló e folyamatban, objektíven nem tudom megítélni, hogy a segítségemmel elért hibacsökkenés többet javított-e a szakértői mátrixokon, mint amennyit rontott az, hogy így véleményem óhatatlanul is belekerült a mátrixokba (pl. azáltal, hogy hol vettem észre logikátlanságot, és hol nem).

*Anyag és módszer*

Ha logikai szempontból esetleg a középértéknél kívánatosabb lenne a maximum alkalmazása, akkor is ellene szólna az 1-es értékek szakértőnkénti igen eltérő gyakorisága. Bár a mátrixok átlagosan 316,1 1-est tartalmaztak, a legkisebb gyakoriság 103, míg a legnagyobb 488, vagyis a szakértők közötti maximumszámítás aránytalanul nagyobb hangsúllyal venné figyelembe az 1-es értéket nagyobb gyakorisággal alkalmazó szakértők véleményét. A maximummátrix – amennyiben a legoptimistább szakértői véleményeket vesszük irányadónak – megmutatja, hogy a vizsgált dísznövények tűrőképessége mekkora. Ellentétes logikát alkalmazva, vagyis ha a legpesszimistább szakértői véleményekre hagyatkozunk, akkor a minimummátrix írja le a dísznövények környezeti igényét, környezeti optimumát. Így tehát a generalista taxonok esetén inkább a maximum-, míg specialista taxonok esetén a minimummátrix szolgáltat hasznos információkat.

- A  $\{0; 0,5; 1\}$  választhalmazt tekinthetjük folytonos skála kiemelt, diszkrét elemeinek, vagyis durva felbontású folytonos skálának, de értelmezhetjük ordinális skálaként is. Előbbi esetben a középérték-számításnál az átlag, utóbbi esetben pedig a medián alkalmazandó. Erős érvek szólnak amellett, hogy a választhalmazt folytonosnak tekintsem<sup>70</sup>, mely elvben megteremti a lehetőségét a következő pontban bemutatott súlyozásnak is.
- A szakértők között előfordultak olyanok, akik mátrixátlaga alacsony (továbbiakban pesszimisták), és olyanok is, akiké magas (továbbiakban optimisták)<sup>71</sup>. Ilyen esetben szükséges lehet a mátrixátlagok reciprokának megfelelő súlyozást alkalmazni a mátrixok aggregálásakor, illetve e súllyal módosítani az egyes szakértői mátrixokat a szakértőnként képzett potenciális telepíthetőségi területek számításánál. Ekkor ANOVA (Fisher 1921), Kruskal-Wallis-teszt (Kruskal és Wallis 1952) és Tukey-féle posthoc-teszt (Tukey's honest significant difference /HSD/, Tukey 1953, Kramer 1956) eredményével támaszthatjuk alá a súlyozás szükségességét. Esetemben a 8 szabadsági fokú tesztek eredménye (ANOVA F-érték: 90,23; ANOVA p-érték: <0.001; Kruskal-Wallis  $\chi^2$ -érték 699,64; Kruskal-Wallis p-érték: <0.001) szerint a szakértők átlagai között szignifikáns eltérés mutatkozott, és az eltérést nem egy vagy kevés kiugró, és így a vizsgálatból kizárható szakértő mátrixszáma okozta. Ezért a súlyozás indokolt lenne a maximumképzés esetén, az általam alkalmazott – korábban bemutatott –, szakértői mátrixokat összevonó módszer, valamint a – 5.4.2.2. ismertetett – modellegyüttest aggregáló megközelítés viszont nem teszi szükségessé azt, mivel a középértékképzésnél a pesszimista és optimista szakértők egyenlő mértékben reprezentáltak mind az összevont mátrixban, mind a telepíthetőségiterület-bebecslésekben.
- Hasonló normálási módszert alkalmazhatunk élőhelyenként vagy dísznövénytaxononként, azonban az az eredményeket nem kívánt irányban torzítaná. Ezért e lehetőséggel sem éltem.
- A hiányzó értékeket az aggregálásakor lehet 0-nak tekinteni, és lehet hiányzó értéként értelmezni. Több érv szól ez utóbbi mellett (nem torzítja az adathalmazt, kezelése statisztikai programokban nem okoz problémát stb.), így én is ennek megfelelően jártam el. A két módszer csak a

<sup>70</sup> Lásd még a 6.4.2.2. fejezetben írtakat.

<sup>71</sup> Ha a mátrixok aggregálásakor a szakértőket azonos súllyal vesszük figyelembe, úgy az optimisták a telepíthetőségi terület számításának bizonyos eseteiben (pl. ha a szakértőnként képzett telepíthetőségi területek maximumaként állítjuk elő azt) felülreprezentálttá válhatnak, a pesszimisták véleménye pedig ekkor kevésbé jelenik meg az eredményekben.

maximum képzése esetén egyezik meg, a minimum, az átlag és a szórás képzésekor eltérő eredményt ad.

A mátrix sorain és oszlopain klaszterelemzést (klaszteranalízis, Cluster Analysis, CA) végeztem, melynek során a távolságmátrixot a cellaértékek 0,5-től való eltéréséből számítottam. Az oszlopokon végzett klaszterelemzés kirajzolja azokat az élőhelycsoportokat, amelyek között a szakértők – a vizsgálatba vont dísznövények szempontjából – nem éreztek jelentős különbséget. A sorokon végzett klaszteelemzés pedig kijelöli a hasonló környezeti igényű fajokat, és ezáltal megteremti a lehetőségét, hogy az azonos igényű fajok alkotta csoportot utólag bővítsük, és az élőhely-dísznövény mátrix újbóli kitöltése nélkül képet kaphassunk vizsgálatba utólag bevont fajok jövőbeli potenciális telepíthetőségi területéről<sup>72</sup>. A klaszterelemzést csak azon élőhelyek felhasználásával végeztem, melyeket a potenciális telepíthetőségi terület számításánál is felhasználtam (hiszen a későbbiekben a modellezés során csak ezek az élőhelyek bírtak jelentőséggel)<sup>73</sup>.

#### 5.4.2.2. Potenciális telepíthetőségi terület modellezése. Predikció

Egy kiválasztott dísznövénytaxon potenciális telepíthetőségi területének modellje visszavezethető arra a részlépésre, hogy e taxon telepíthetőségi valószínűségét egy kiválasztott földrajzi pontban meghatározom, és ezt a lépést ismétlem minden földrajzi pontban. Adott pontban adott taxon telepíthetőségi valószínűségét az élőhely-dísznövény mátrix megfelelő sorának és a – megfelelő sorrendben vett – élőhelyek e pontba jósolt, átskálázott előfordulási valószínűségének szorzatán alkalmazott függvényel állítottam elő. A kutatói kérdéshez illeszkedve a szorzatok aggregáló függvényeként a maximumot jelöltem meg (5. egyenlet), mivel a telepíthetőség szempontjából szükséges, de tökéletesen elégséges feltétel, ha egy olyan élőhely potenciálisan előfordul az adott pontban, amely a vizsgált dísznövény számára kedvező környezeti feltételekről árulkodik. A felhasznált, élőhelyek potenciális előfordulási valószínűségére készült predikciók, valamint a potenciális telepíthetőségi területre készült előrejelzések is arra a kérdésre adnak választ, hogy az adott pontban (értsd: adott MÉTA-hatszögben valahol – nem feltétlen az egész hatszög területén) az élőhely/taxon potenciálisan előfordulhat-e, illetve telepíthető-e. Különösen fontos e kérdés következetes használata olyan hatszögekben, amely valamilyen prediktor (jellemzően: talaj) szempontjából heterogén. Maximum helyett a középérték számítása nem e kérdésre adna választ.

$$p_i^t = \max_{h \in H} c_h^t * p_i^h \quad (5)$$

Az egyenletben p (probability) az előfordulási, illetve telepíthetőségi valószínűség, c (constant) a mátrix egy adott értéke, t (taxon) a vizsgált dísznövény taxon, h (habitat) a vizsgált élőhely, H az élőhelyek halmaza, i (iterator) a vizsgált földrajzi pont. Az előfordulási valószínűség 0, 1 és 2 rangoknál 0<sup>74</sup>, a 3-as rangérték esetén 0,75 (mivel a [0; 1] intervallumnak ez a 3. kvartilise), 4-es rang esetén pedig 1. Fontos hangsúlyozni, hogy az ordinális skála szorzása matematikai

<sup>72</sup> Erre példákat a 7.1.2. fejezetben mutatok.

<sup>73</sup> Ezekről részletesen lásd a következő fejezetet.

<sup>74</sup> Ennek indoklását lásd a 6.2.2. fejezetben.

### Anyag és módszer

szempontból értelmetlen, és a  $[0; 1]$  intervallumba átskálázott értékek is csak hozzávetőlegesen értelmezhetőek valószínűségként, a művelet inkább technikai okokkal indokolható<sup>75</sup>. Az élőhely-dísznövény mátrix két oszlopát el kellett hagynom a potenciális telepíthetőségi terület számításakor, vagyis a H halmaz csak 42 elemű, mivel az F3 és J1b élőhelyekre nem készült predikció.

Mivel az élőhelypredikciók kiértékelésekor<sup>76</sup> megbizonyosodtam arról, hogy a szakértői megfontolások alapján összevont élőhelyekre (K1a\_K2\_K7b, K5\_K7a, L1\_M1, L2a\_L2b, L2x\_M2, L4a\_L4b) készített modell megbízhatóbb, mint az azokat alkotó egyes különálló élőhelyekre készített modellek, a potenciális telepíthetőségi terület modellezéséhez is az összevont élőhelyekre készült predikciókat találtam indokoltnak használni<sup>77</sup>. Az összevonás információvesztéssel jár, ugyanakkor növeli a végső modell megbízhatóságát. A potenciális telepíthetőségi területek számításához elhagytam azon élőhelyeket, amelyek a fent jelzett módon összevonásra kerültek, továbbá azokat (B1a, B1b, B6, F4, F5, L5), amelyekre a predikció bizonytalansága vagy nehéz interpretálhatósága miatt nem tekintettem a telepíthetőségi modellbe teljes biztonsággal beépíthető elemekre<sup>78</sup>.

A potenciális telepíthetőségi területek számításának két, erősen eltérő logikát követő lehetőségét vizsgáltam meg. Az egyszerűbb esetben a szakértők mátrixainak átlagát használtam, az összetettebb esetben modellegyüttest (ensemble) alkottam azáltal, hogy minden szakértő mátrixa alapján külön-külön modelleztem a potenciális telepíthetőségi területet. Utóbbi esetben a szakértőnkénti potenciális telepíthetőségi területek átlaga adja a predikciós eredményt<sup>79</sup>. A két számítási mód eltérő eredményt ad, az utóbbi módszert tekinthetjük megalapozottabbnak, hiszen az aggregálás (átlagképzés) eszközével, amely a rendszer konzisztenciáját csökkenti, csak az utolsó lépésben él. Szélsőséges esetben, ha két szakértőnk van, és azok véleménye egy adott mátrixcellában jelentősen eltér egymástól (pl. 0 és 1), akkor könnyen belátható, hogy a külön képzett két telepíthetőségiterület-predikció átlaga közelebb áll kettejük konszenzusához, mint az, ha a két cellaértéket átlagoljuk (0,5), majd a modell az alacsony átlagérték miatt az adott élőhely potenciális előfordulását nem használja fel a potenciális telepíthetőségi terület kirajzolásához. Az ensemble-módszer alkalmazásakor a bizonytalanságot a szakértőnkénti telepíthetőségi térképek standard hibájával (Standard Error, SE) számszerűsítettem<sup>80</sup>.

A telepíthetőség kétféle becslése és a bizonytalanság számszerűsítése mellett minden dísznövény esetén (mind az öt klímacélra) előállítottam azokat a térképeket, amelyek a dísznövény számára az – átlagmátrix szerinti – telepíthetőséget meghatározó élőhelyet jelölik az egyes földrajzi pontokban<sup>81</sup>.

<sup>75</sup> A képzett folytonos értékek szigorúan monotonak, de additív és multiplikatív műveletek nem végezhetőek rajtuk (értsd: kétszer akkora érték nem kétszer akkora valószínűséget jelent).

<sup>76</sup> 6.4.1.2. fejezet.

<sup>77</sup> Az élőhelyek összevonása technikai szempontból az élőhely-dísznövény mátrix egyes oszlopainak aggregálását jelenti. Aggregáló függvényként logikus módon a minimumot választottam, mivel így válaszolok arra a kérdésre, hogy a dísznövény telephető-e az összevont élőhely minden potenciális előfordulási helyén, vagyis az összes olyan élőhelyet beleértve, amely összevonásra került.

<sup>78</sup> Részletes indoklását lásd a 6.4.1.2. fejezetben. Az összes elhagyást az 1. táblázatban sorolom (5.2.1.1. fejezet).

<sup>79</sup> A szakértőnként számított telepíthetőségi területekre csupán mint műveleti részeredményekre tekintek, és ezért – valamint a szakértői vélemények anonim kezelése végett – dolgozatomban nem mutatom be őket.

<sup>80</sup> A bizonytalanság becslésére csak az ensemble-megközelítés biztosít lehetőséget, az aggregált mátrixszal történő modellezés esetén csak a szórás mátrix adhat némi támpontot, de abból térképes modelleredmény nemigen készíthető.

<sup>81</sup> A modell által kiválasztott élőhelyet az ensemble-megközelítés esetén nem lehet számítani, hiszen a modellegyüttes minden tagja elvben más és más élőhelyet tarthat meghatározónak egy adott földrajzi pontban.

Ezek a térképek segítik a modell által a háttérben meghozott döntés megértését, és az esetleges modellhibák könnyebb felderítését. Az élőhelyet csak azon pontokban jelöltem, ahol az átlagmátrix alapján képzett telepíthetőség 0-nál nagyobb, egyéb esetben egységesen “nem értelmezhető adat”-ként, fekete színnel töltöttem ki a térképeket. Algoritmikus okokból nemdeterminisztikus maximumkiválasztással jelöltem ki a kiválasztott élőhelyet, így azon pontokban, ahol több élőhely is hasonlóképpen meghatározó volt a telepíthetőség szempontjából, a kijelölés véletlenszerűen történt. Ennek egyenes következménye, hogy az ilyen pontokból álló területek heterogének, “szemcsések”.

A potenciális telepíthetőségi terület modellezésekor a modellépítés nem tanító algoritmussal történik, hanem a jelen és előző fejezetben sorolt és indokolt szakértői döntések segítségével. A modellek alkalmazása jelenti a predikciót, mely predikciók kutatásom második pillérének eredményét szolgáltatják. Kutatásom harmadik eredménye pedig az e helyütt bemutatott modellezési keretrendszer (6., 7., 8., 9. egyenletek), és annak később adott kritikája.

$$p_{i,mat}^t = \max_{h \in H} \left( \text{mean}_{e \in E} (c_{h,e}^t) * p_i^h \right) \quad (6)$$

$$p_{i,ens}^t = \text{mean}_{e \in E} \left( \max_{h \in H} (c_{h,e}^t * p_i^h) \right) \quad (7)$$

$$u_i^t = \text{SE} \left( \max_{h \in H} (c_{h,e}^t * p_i^h) \right) \quad (8)$$

$$s_i^t = \eta \in H \mid \text{mean}_{e \in E} (c_{\eta,e}^t) * p_i^\eta = \max_{h \in H} \left( \text{mean}_{e \in E} (c_{h,e}^t) * p_i^h \right) \quad (9)$$

Az egyenletben p (probability) az előfordulási, illetve telepíthetőségi valószínűség, u (uncertainty) a bizonytalanság, s (selected habitat) a telepíthetőség számításához a modell által kiválasztott élőhely, c (constant) a mátrix egy adott értéke, t (taxon) a vizsgált dísznövény taxon, h és  $\eta$  (habitat) a vizsgált élőhely, i (iterator) a vizsgált földrajzi pont, e (expert) a vizsgált szakértő. H és E rendre az élőhelyek és szakértők halmaza. Mat és ens az átlagmátrixból képzett valószínűségekre és az ensemble-valószínűségekre utal. Az előfordulási valószínűség 0, 1 és 2 rangoknál 0<sup>82</sup>, a 3-as rangérték esetén 0,75 (mivel a [0; 1] intervallumnak ez a 3. kvartilise), 4-es rang esetén pedig 1. Az egyenleteket a könnyebb átláthatóság végett zárójellel jeleztem<sup>83</sup>.

<sup>82</sup> Ennek indoklását lásd a 6.2.2. fejezetben.

<sup>83</sup> A telepíthetőségi valószínűségek a [0; 1] intervallumban értelmezettek, míg a bizonytalanság a [0; u<sub>max</sub>] intervallumban, ahol u<sub>max</sub> 0,5 és a szakértőszám gyökének hányadosa. Ennek megfelelően – a térképes eredmények taxonok és klímacélok közötti összevetését elősegítendő – a telepíthetőségi becsléseket a [0; 1] intervallumot, míg a bizonytalanságot a [0; 0,17] intervallumot egyenletesen osztó színskálákkal jeleníttem meg.

## 6. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

### 6.1. Környezeti adatok és az élőhelymodellezés előkészítése

Az éghajlati adatok előállítására és a származtatott környezeti változók létrehozására, valamint azoknak az élőhelymodellezés számára történő előkészítésére a disszertáció célkitűzése alapján nem minősül eredménynek, ugyanakkor az előállított adatok részletes bemutatásától nem tekinthetők el. Mindezt e – logikailag a módszertan és az eredmények között elhelyezkedő – produktumokat a módszertannál alkalmazott hármastagolással a mellékletek között mutatom be<sup>84</sup>.

### 6.2. Élőhelymodellezés eredményei

#### 6.2.1. Élőhelymodellek

Az élőhelymodellek mindegyike sikeresen felépült (3. táblázat). A tanulási sebességek a kezdeti 0,008, 0,01 és 0,1 értékeken túl hét esetben (H4, H5b, J3, J3\_J4, J4, K1a, L5) az algoritmus emelte a tanulási sebességet 0,05-re, egy esetben (J6) pedig a tanulási sebesség (0,03) kézi beállítását vált szükségessé. A fák száma a kezdeti modellekben 1400 és 9750 között változott (átlag: 5230), az egyszerűsített modellekben pedig 1000 és 9700 közé esett (átlag: 4806). 14 modell esetén az egyszerűsítéssel nőtt a fák száma, 40 esetben pedig csökkent (változatlan tanulási sebesség mellett). A modellek igen változó számú prediktort hagytak el (illetve tartottak meg, 7. ábra) a 25 prediktorból. Átlagosan 14,1 prediktort került ki a modellépítés során a prediktorhalmazból (legkisebb érték: 7, legnagyobb érték: 23)<sup>85</sup>.

<sup>84</sup> Lásd: 9.4., 9.5. és 9.6. mellékletek. Fontosnak tartom ugyanakkor hangsúlyozni, hogy e produktumok jelentőségét csak látszólag csökkenti a disszertációban elfoglalt helyük, hiszen az élőhelymodellezés és a telepíthetőségterület-modellezés eredményeinek megfelelő kontextusban történő értelmezéséhez, valamint a modellezés gyengeségeinek, hibáinak helyes kiértékeléséhez nélkülözhetetlen a modellek által felhasznált adatok lehetőleg minden részletre kiterjedő megismerése.

<sup>85</sup> A legtöbb háttérváltozót elhagyó modellek épültek a legtovább, és ezek ökológiai interpretációja a legkönnyebb, hiszen kevés környezeti tényezővel képesek magyarázni egy adott élőhely előfordulását. Az ilyen modellek kevés interakciót tartalmaznak, és részleges függőségi ábrák (partial dependence plot) is könnyebben értelmezhetőek (példaként lásd a 8. ábrát).



## Eredmények és értékelésük

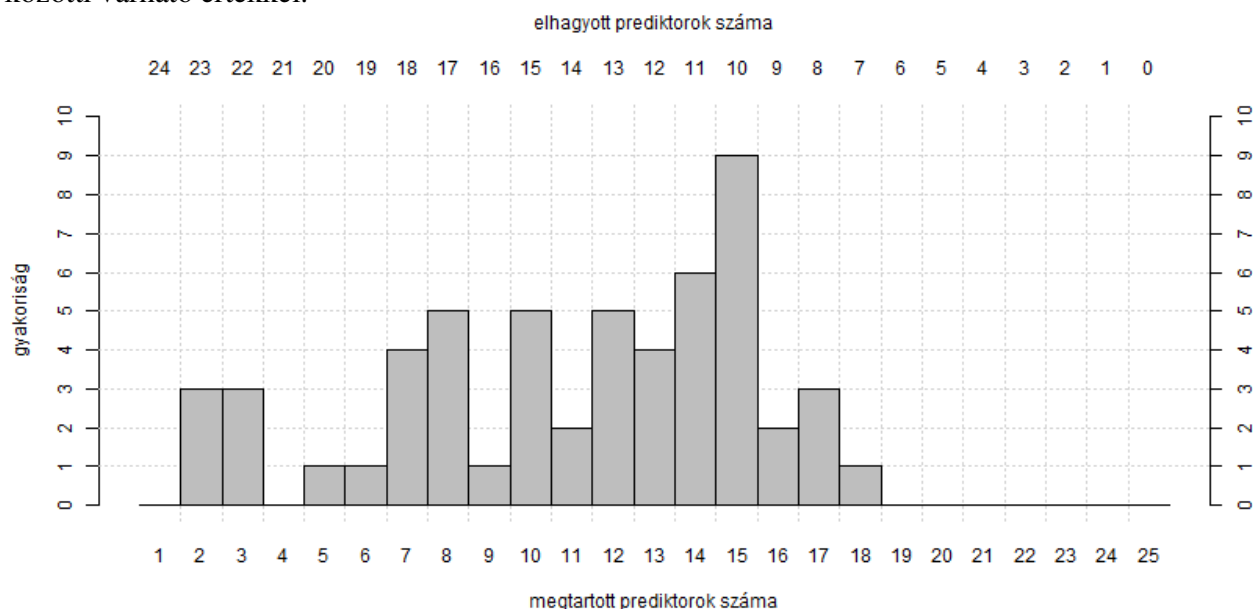
3. táblázat. Az élőhelymodellek legfőbb jellemzői: építésekor használt (végleges) tanulási sebesség ( $\in [0; 1]$ ), a kezdeti modell által épített fák száma ( $\in [1000; 10.000]$ ), az egyszerűsített (végleges) modell által épített fák száma ( $\in [1000; 10.000]$ ), a modell egyszerűsítésekor elhagyott prediktorok száma ( $\in [0; 25]$ ), az eredeti és a szűkített kiértékelő adatsor térbeli rendezési hibája (jellemzően  $\in [0\%; 100\%]$ ) és azok különbsége, továbbá az AUC modelljósági mérőszámok ( $\in [0; 1]$ ) a tanító, az eredeti és a térbeli rendezési hibáját csökkentett kiértékelő, valamint a teljes természetes adatsoron számítva, és a kiértékelő AUC-k különbsége.

Élőhely	Tanulási sebesség	Fák száma (eredeti)	Fák száma (egyszerűsített)	Elhagyott prediktorok száma	Térbeli rendezési hiba (eredeti)	Térbeli rendezési hiba (javított)	Javított térbeli rendezési hiba	AUC tanítás	AUC kiértékelés	AUC kiértékelés (javított)	AUC különbség	AUC teljes természetes
b1a	0,1	3600	3350	7	69,38	22,07	47,31	0,960	0,909	0,844	0,065	0,935
b1b	0,008	7150	8150	15	91,59	36,74	54,85	0,996	0,957	0,758	0,199	0,977
b4	0,008	4250	2700	18	80,25	0,00	80,25	0,923	0,826	0,628	0,197	0,875
b6	0,01	9150	8900	10	97,34	24,62	72,72	0,977	0,951	0,727	0,224	0,965
f1a	0,01	8950	8500	15	97,80	22,16	75,64	0,983	0,976	0,777	0,199	0,980
f2	0,1	2800	2650	12	97,40	21,52	75,88	0,993	0,977	0,790	0,187	0,985
f4	0,01	7500	8200	15	97,82	25,80	72,02	0,983	0,962	0,720	0,242	0,972
f5	0,01	6900	6250	19	96,95	23,05	73,90	0,973	0,955	0,716	0,239	0,964
g1	0,01	8300	6950	11	95,84	28,75	67,09	0,987	0,979	0,819	0,160	0,983
g2	0,008	5950	5000	17	97,79	11,16	86,63	0,988	0,972	0,722	0,250	0,980
g3	0,008	3000	3050	18	95,87	0,00	95,87	0,977	0,956	0,654	0,302	0,966
h1	0,008	1400	1000	23	95,50	0,00	95,50	0,984	0,933	0,625	0,308	0,959
h2	0,01	6850	4900	10	98,33	21,52	76,81	0,993	0,978	0,738	0,240	0,985
h3a	0,01	9700	8850	13	97,46	23,66	73,80	0,981	0,953	0,696	0,257	0,968
h4	0,05	3900	3700	10	95,24	26,02	69,23	0,976	0,933	0,748	0,185	0,955
h5a	0,1	3700	3750	8	89,64	24,09	65,55	0,981	0,931	0,774	0,156	0,957
h5b	0,05	5950	5850	11	96,13	22,71	73,42	0,993	0,974	0,789	0,184	0,984
j1a	0,008	6550	8300	12	87,84	13,99	73,84	0,981	0,919	0,753	0,166	0,950
j2	0,01	7600	7300	13	88,93	20,79	68,14	0,969	0,921	0,684	0,236	0,945
j3	0,05	2150	2700	14	94,94	25,14	69,80	0,997	0,981	0,820	0,161	0,989
j3_j4	0,05	4650	5050	11	94,40	23,85	70,55	0,998	0,986	0,862	0,124	0,992
j4	0,05	5250	5500	10	94,42	24,99	69,43	0,997	0,984	0,843	0,141	0,991
j5	0,01	9750	8200	11	97,04	22,87	74,17	0,969	0,948	0,792	0,156	0,959
j6	0,03	4700	4950	13	92,01	31,36	60,65	0,992	0,965	0,776	0,189	0,979
k1a	0,05	4600	3900	11	95,93	26,39	69,54	0,990	0,968	0,775	0,194	0,980
k1a_k2_k7b	0,1	3150	2700	10	96,97	20,90	76,08	0,978	0,951	0,784	0,167	0,965
k2	0,1	2900	2550	10	98,29	18,86	79,43	0,983	0,958	0,781	0,177	0,971
k5	0,01	8450	7850	8	98,29	20,09	78,21	0,982	0,973	0,797	0,177	0,978
k5_k7a	0,01	8200	6850	9	98,23	24,17	74,06	0,981	0,972	0,793	0,179	0,977
k7a	0,008	2900	2450	22	97,52	16,55	80,98	0,968	0,956	0,730	0,226	0,962
k7b	0,008	2800	3200	18	97,17	13,99	83,19	0,979	0,956	0,620	0,337	0,968
l1	0,01	6050	5100	12	97,90	22,45	75,46	0,974	0,963	0,749	0,214	0,969
l1_m1	0,01	7850	7550	10	97,87	24,48	73,39	0,979	0,963	0,751	0,212	0,971
l2a	0,1	2700	2750	10	98,18	20,02	78,16	0,986	0,957	0,751	0,206	0,972
l2a_l2b	0,1	3300	3050	9	98,11	20,90	77,21	0,985	0,950	0,749	0,202	0,968
l2b	0,01	9200	9700	13	98,26	33,41	64,85	0,997	0,978	0,722	0,256	0,987
l2x	0,01	8200	7350	15	96,39	34,40	62,00	0,994	0,965	0,707	0,258	0,980
l2x_m2	0,01	9050	8100	10	94,26	34,28	59,97	0,993	0,954	0,747	0,207	0,973

## Eredmények és értékelésük

	Élőhely	Tanulási sebesség	Fák száma (eredeti)	Fák száma (egyszerűsített)	Elhagyott prediktorok száma	Térbeli rendezési hiba (eredeti)	Térbeli rendezési hiba (javított)	Javított térbeli rendezési hiba	AUC tanítás	AUC kiértékelés	AUC kiértékelés (javított)	AUC különbség	AUC teljes természetes
l4a	0,008	5050	4900	15	97,42	8,40	89,02	0,978	0,953	0,658	0,295	0,966	
l4a_l4b	0,008	7400	5750	12	97,57	8,39	89,18	0,981	0,953	0,649	0,304	0,968	
l4b	0,008	2400	1950	17	96,06	0,00	96,06	0,994	0,936	0,677	0,258	0,965	
l5	0,05	2700	2550	11	96,75	29,27	67,48	0,999	0,978	0,815	0,163	0,989	
ly1	0,008	3850	2850	20	96,69	1,74	94,96	0,979	0,950	0,699	0,251	0,965	
ly2	0,008	4150	3150	22	97,29	3,56	93,73	0,963	0,954	0,721	0,233	0,958	
ly3	0,008	4650	3950	17	97,26	13,08	84,17	0,998	0,981	0,782	0,199	0,990	
ly4	0,008	7350	5200	13	96,76	16,06	80,71	0,987	0,973	0,711	0,262	0,980	
m1	0,01	5650	4650	14	97,57	10,04	87,53	0,980	0,957	0,699	0,258	0,969	
m2	0,008	4250	3650	17	94,22	37,94	56,28	1,000	0,925	0,746	0,180	0,951	
m3	0,008	1550	1950	18	97,88	10,52	87,36	1,000	0,957	0,647	0,310	0,979	
m4	0,008	2450	1450	22	95,63	32,60	63,03	0,974	0,943	0,675	0,268	0,959	
m5	0,008	4650	3750	17	98,52	33,95	64,56	0,993	0,979	0,770	0,209	0,986	
m6	0,008	3250	3000	16	81,05	0,00	81,05	0,998	0,888	0,657	0,231	0,943	
m7	0,008	1800	2250	23	94,52	0,00	94,52	0,987	0,947	0,712	0,235	0,967	
n13	0,008	2200	1700	23	99,64	19,96	79,68	0,999	0,994	0,707	0,287	0,997	

A térbeli rendezési hibát minden modell esetén jelentősen sikerült csökkentenem. A modellek közötti átlagos hibát 95,15%-ról 19,50%-ra redukáltam. A legnagyobb csökkenés 96,06% (L4b), a legkisebb 47,31% (B1a). A csökkenések eloszlása (9. ábra) megközelítőleg normális, 75 és 80% közötti várható értékkel.

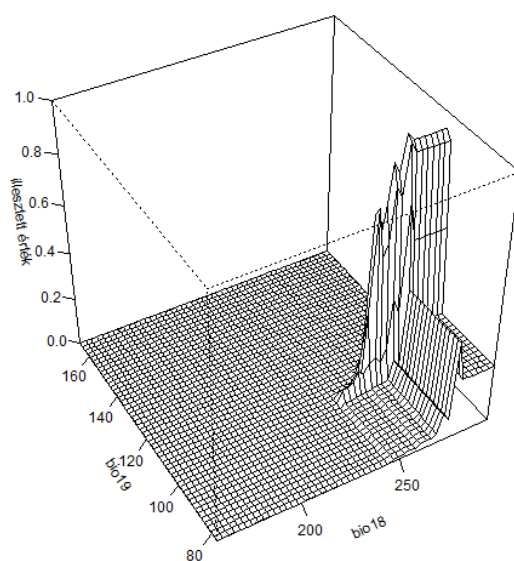


7. ábra. A modellek által elhagyott/meghagyott prediktorok számának gyakorisági eloszlása ( $n = 54$ ).

A modellek jóságának számszerűsítése előtt minden modell ROC-görbéjét szemrevételeztem, és amennyiben az megfelelt a formai elvárásoknak (elhelyezkedés, folytonosság, konvexitás stb.),

*Eredmények és értékelésük*

akkor értékeltem az észlelő különbségtételi képességét jellemző görbe alatti területet (AUC). Mind az 54 modell esetén elfogadtam a görbéket. A példaként bemutatott görbék (10. ábra) jól mutatják a többi élőhelynél is tapasztalható jellegzetességeket, melyeket az AUC-értékek is alátámasztanak. A leggyengébb görbét és AUC-t a javított (térbeli rendezési hibáját csökkentett) kiértékelő adatsoron kaptam, azonban ezek a modelljósági jellemzők lehetővé teszik a modellek nagyobb megbízhatósággal történő összevetését. Az eredeti kiértékelő adatsoron képzett AUC-k minden esetben magasabbak a javított adatsoron számítottnál. Az összes élőhely esetén az AUC növekvő sorrendjében (és az optimális ROC-görbétől vett távolság csökkenő sorrendjében) az eredeti kiértékelő adatsor, a teljes természetes adatsor és a tanító adatsor követi a javított kiértékelő adatsort.

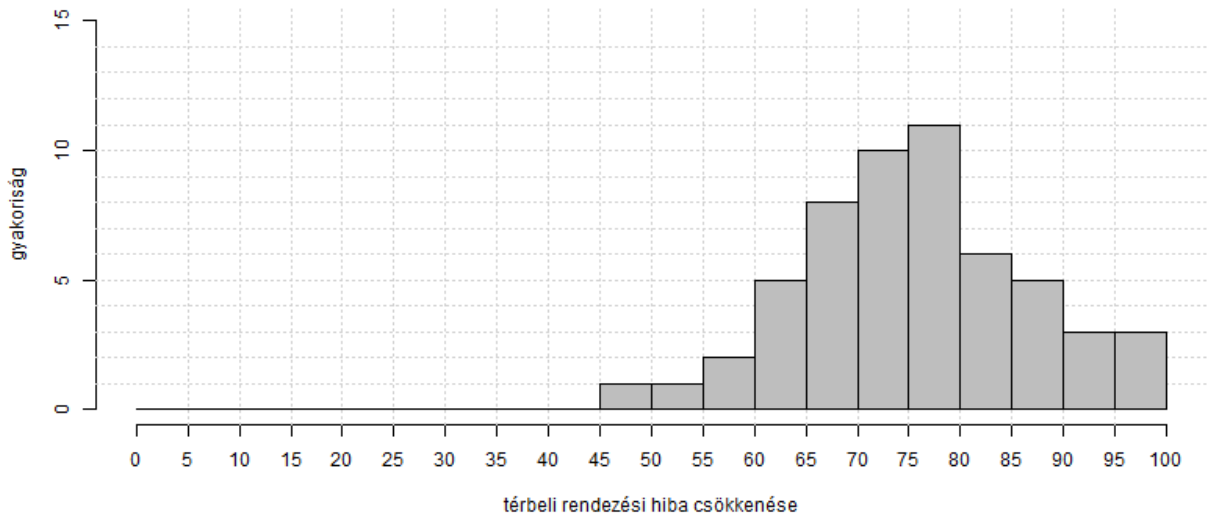


8. ábra. Az N13 élőhely modellje által felhasznált két prediktor interakciójának (együttes részleges függőségük) térbeli ábrázolása.

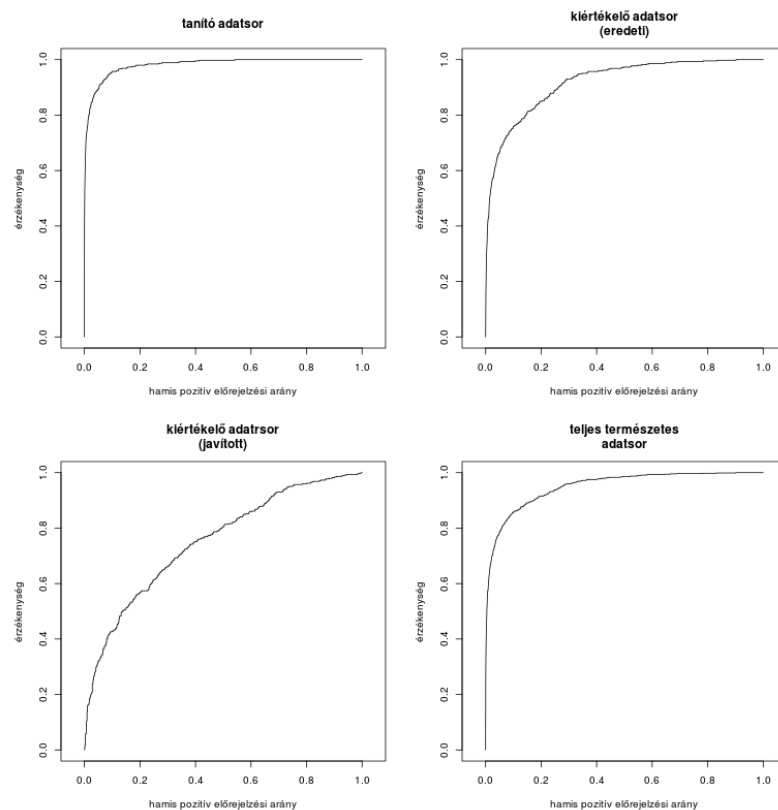
Az eredeti kiértékelő adatsoron képzett AUC-értékek kimagaslóak, átlaguk 0,955, a legmagasabb érték 0,994 (N13). Csupán két élőhely esetén kaptam 0,9-nél gyengébb AUC-értékű modellt: B4 (0,826), M6 (0,888). A javított kiértékelő adatsoron az átlagos AUC 0,738 (minimum: 0,620, maximum: 0,862). A térbeli rendezési hiba csökkenésével együtt járó AUC-csökkenés 0,065 (B1a) és 0,337 (K7b) között változott.

Az egyes élőhelymodellek prediktorválasztása (4. táblázat) és a prediktorok kiválasztásának gyakorisága (9.3. melléklet) alapján megállapítható, hogy kivétel nélkül minden modell elhagyta a talajkémhatást jellemző logikai változókat. Ezen öt változón túl nem adódott olyan prediktor, melyet egy modell sem használt fel. A prediktorok többségét 30 vagy annál több modell is megtartotta, a legtöbbször (41-szer) kiválasztott prediktor a bio5 (maximum-hőmérséklet) és a bio18 (legmelegebb negyedév csapadékösszege).

## Eredmények és értékelésük



9. ábra. A térbeli rendezési hibák csökkentésének (%) gyakorisági eloszlása ( $n = 54$ ).



10. ábra. A J1a élőhely modelljére a tanító, az eredeti és javított kiértékelő, valamint a teljes adatsoron számított észlelő különbségtételi képességét jellemző (ROC) görbe. Az abszcisszán feltüntetett hamis pozitív előrejelzések aránya megegyezik a konstans 1 és az egyediség különbségével, míg az ordinátán ábrázolt érzékenység a valós pozitív előrejelzések arányával egyenértékű.



## 2. betétoldal

	élőhely	erosen_savanyu	savanyu	semleges	bazikus	erosen_bazikus	max_agyag_0_30	max_homok_0_30	mean_szervesanyag	min_gyokerezesi_melyseg	max_gyokerezesi_melyseg	mean_talajvizmelyseg	d_csatorna	d_folyo	d_patak	d_to	d_termviz	d_viz	sd_tpi	bio3	bio4	bio5	bio6	bio15	bio18	bio19	éghajlat
l5						5,80	4,54		5,46	7,68	5,46						2,93	7,64	13,16	8,95	3,75	10,58	10,30	4,33	9,42	60,49	
ly1								15,16					18,65					37,22			14,72				14,26	28,98	
ly2																		24,94			53,00				22,06	75,06	
ly3									13,63				7,90				10,01	22,25	9,43		18,25	9,34	9,19			46,21	
ly4									8,67	7,29			11,07	6,09		4,93		9,36	4,13	5,88	22,96	5,88	8,97		4,77	52,59	
m1								4,75	23,57	4,80		9,01	6,09				6,55	14,34	7,96			7,40	5,12	10,40		30,88	
m2							15,03	6,50		5,80		14,00							5,71	22,59			9,84	20,51		58,66	
m3						6,86		7,53	10,76				26,03	19,18		12,74				16,89							16,89
m4							38,78		33,85		27,37																0,00
m5						30,74	7,22			9,71			9,92	8,58						13,64			11,54		8,66	33,84	
m6						12,15			8,97	8,15		11,71						8,89	14,60	22,20				5,36	7,96	50,13	
m7																		46,64			53,36					53,36	
n13																								37,55	62,45	100,00	
átlag	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,66	9,16	5,18	12,32	5,31	8,31	8,10	10,20	7,42	5,90	6,66	5,90	14,16	6,62	11,68	13,15	8,60	7,06	10,25	8,35	47,31	

*Eredmények és értékelésük*

Általában is az éghajlati változók sok modell számára relevánsnak bizonyultak ugyanúgy, mint a domborzati változatosságot jellemző sd\_tpi (38), míg a talajtulajdonságok és a víztestektől vett távolságok közül több változót értékelték a modellek kisebb jelentőségűnek. A 30-nál kevesebbszer kiválasztott prediktorok a következők: d\_termviz (4), d\_patak (11), d\_to (11), d\_viz (15), max\_homok\_0\_30 (22), max\_agyag\_30\_60 (28).

Az egyes élőhelymodellek prediktorválasztásának részletes bemutatásától eltekintek, azonban fontosnak tartom kiemelni azon változókat, amelyeket egy-egy modell nagy jelentőségűnek ítélt (5. táblázat). Ilyenek a d\_folyo, az sd\_tpi, a bio4 és bio6, valamint a max\_agyag\_0\_30 és max\_homok\_0\_30 prediktorok, melyeket tíznél kevesebb változót elhagyó modellek találtak kiemelkedően nagy prediktív erejűnek. Közülük is kiemelkedik a vízparti élőhelyek d\_folyo változóhoz kötődése. A gyepek inkább a talaj jellemzőit, az erdők inkább a domborzati változatosságot és az éghajlatot találták kiemelkedően fontosnak. A másik végletet azon élőhelyek (F5, G3, H1, J2, K7a, L4a, M4, M7, N13) jelentik, ahol lényegileg azonos prediktív erővel bírnak a meghagyott változók. Ezek többsége az igen kevés, jellemzően nyolcnál kevesebb prediktort felhasználó élőhelyek közül került ki. Az éghajlat által leginkább (100%-ban) befolyásolt élőhely az N13, a legkevésbé (0%-kal) pedig a H1 és M4 élőhelyekre hat a klíma (4. táblázat, utolsó oszlop). Érdekes módon a felépített modelleknek pontosan a felére igaz, hogy az éghajlat 50%-nál magasabb mértékben határozza meg őket. A modellek döntő többségében az éghajlati változók összesített fontossága 30 és 70% között mozog.

*4. táblázat. (1. és 2. betétoldal) A felépített élőhelymodellek által használt prediktorok és azok prediktív ereje (fontossága). Az utolsó oszlop az éghajlati változók összesített fontosságát tünteti fel, az utolsó sor pedig a változók átlagos fontosságát. A sorok összege (az utolsó oszlopot és sort nem beleértve) mindig 100. Az üres cellák a modellépítés során elhagyott prediktorokat jelzik.*

*5. táblázat. Azon modellek és az általuk legfontosabbnak ítélt prediktor neve és prediktív ereje, az összes megtartott változó száma és a legfontosabb prediktor relatív fontossága (a legfontosabb prediktor prediktív erejének és az egy megtartott prediktorra arányosan jutó prediktív erőnek a hányadosa), ahol ez utóbbi mérőszám 4-nél nagyobb.*

Élőhely	Legfontosabb prediktor	Legfontosabb prediktor prediktív ereje	Összes felhasznált prediktor száma	Relatív fontosság
G1	max_agyag_0_30	35,86	14	5,02
H2	bio6	31,44	15	4,72
H5b	max_homok_0_30	47,79	14	6,69
J3_J4	d_folyo	47,03	14	6,58
J4	d_folyo	41,83	15	6,27
K1a_K2_K7b	sd_tpi	26,92	15	4,04
K2	sd_tpi	36,33	15	5,45
K5	bio4	26,80	17	4,56
K5_K7a	bio4	26,38	16	4,22

## Eredmények és értékelésük

**6.2.2. Élőhelyek potenciális előfordulása**

Az élőhelyek potenciális referencia-időszakbeli és jövőbeli (2021–2050 és 2071–2100) előfordulását kirajzoló térképeket a 9.11. mellékletben mutatom be, élőhelyenként csoportosítva, az élőhely Á-NÉR-kódja szerinti ábécérendben. A térképes eredményeket a következőkben áttekintem<sup>86</sup>.

6. táblázat. Az éghajlatváltozás 2021–2050-re, valamint 2071–2100-ra várható, az egyes élőhelyek potenciális elterjedésére kifejtett hatása az Aladin és RegCM regionális klímamodellek szerint, a referencia-időszakra készült predikcióhoz viszonyítva<sup>87</sup>

Élőhely	Aladin, 2021-2050	RegCM, 2021-2050	Aladin, 2071-2100	RegCM, 2071-2100
B1a	kedvező, különösen a keleti országrészben és a Hanságban	kedvező, különösen a nyugati országrészben és a Dél-Alföldön	igen kedvező az egész országban	kedvező az egész országban
B1b	változó, Közép-Magyarországon kedvező	változó, Közép-Magyarországon kedvező	kedvező az egész országban	kedvező az egész országban, különösen az Alföldön
B4	jórészt kedvező, különösen a Belső-Somogyban	jórészt kedvező, különösen a Belső-Somogyban és a Kiskunságban	kedvező, különösen a Duna-Tisza-közén és a Nyírségben	kedvező, különösen a Duna-Tisza-közén és a Nyírségben
B6	igen kedvező, főként az ország keleti felén	semleges, az Alföldön kissé kedvező	igen kedvező az egész országban	kedvező, főként az Alföldön
F1a	kissé kedvező	változó	változó, de inkább kedvező	kedvező, főként az Alföldön
F2	kedvező, főként az Észak-Alföldön	kedvezőtlen	kedvező az egész országban	kedvező, főként az Alföldön
F4	kedvező, főként az ország keleti felén	változó, kissé kedvező a Közép-Alföldön	igen kedvező az egész országban	kedvező, főként az Alföldön
F5	igen kedvező	változó, a Dél-Alföldön kedvező	igen kedvező az egész országban	kedvező, főként a Tiszántúlon és a Cserhátban
G1	semleges	semleges	kissé kedvező, főként a Duna-Tisza-közén és a Nyírségben	kissé kedvező, főként a Duna-Tisza-közén és a Nyírségben
G2	semleges	kissé kedvező a Dunántúli-középhegységben	kissé kedvező a középhegységekben	kissé kedvező, főként a Dunántúli-középhegységben
G3	kissé kedvező	semleges	kedvező	semleges
H1	semleges	semleges	semleges	semleges
H2	kissé kedvező a Vértesben, Budai-hegységben és a Közép-Alföldön	kedvező Közép-Magyarországon	kedvező, főként a középhegységekben	kedvező, főként a Dunántúli-középhegységben, a Kisalföldön és a Hortobágyon
H3a	kissé kedvező, főként a Vértesben	semleges, kissé kedvező a Dunántúli-középhegységben	kedvező, főként a középhegységekben	semleges, kissé kedvező a Dunántúli-középhegységben
H4	kissé kedvező a Soproni-hegységben és a Vértesben	kedvező, főként Északkelet-Dunántúlon és Észak-Magyarországon	kedvező, főként Északkelet-Dunántúlon, a Duna-Tisza-közén és Észak-Magyarországon	semleges, kissé kedvező a Külső-Somogyban
H5a	kedvező, főként Kelet-Magyarországon és a Kisalföldön	változó	igen kedvező az egész országban	kedvező, főként Kelet-Magyarországon
H5b	semleges	semleges	kissé kedvező a Nyírségben, a Duna-Tisza-közén és Belső-Somogyban	kissé kedvező a Nyírségben, a Duna-Tisza-közén és Belső-Somogyban
J1a	kedvező a Dunántúlon és a Duna-Tisza-közén	kedvező Észak-Dunántúlon és a	igen kedvező majdnem az egész országban	igen kedvező majdnem az egész országban

<sup>86</sup> A 6.4.1.2. fejezetben pedig kritikai észrevételeimet és következtetéseimet ismertetem.

<sup>87</sup> Az értékelés során a 0, 1 és 2 kategóriákat összevontan kezeltem; ennek indoklását lásd alább a szövegben.



## Eredmények és értékelésük

Élőhely	Aladin, 2021-2050	RegCM, 2021-2050	Aladin, 2071-2100	RegCM, 2071-2100
		Kiskunságban		
J2	kedvező, főként a Dunántúlon	kedvező Közép-Magyarországon	igen kedvező majdnem az egész országban	igen kedvező majdnem az egész országban
J3	kissé kedvező Közép-Magyarországon	kissé kedvező a Kiskunságban	kissé kedvező a síkvidéki folyók mentén	kissé kedvező a síkvidéki folyók mentén
J3_J4	változó, kissé kedvező a síkvidéki folyók mentén	kissé kedvező a síkvidéki folyók mentén	változó, kissé kedvező a dél-dunántúli folyók mentén	változó, kissé kedvező a dunántúli folyók mentén
J4	változó, kissé kedvező a síkvidéki folyók mentén	semleges	változó, kedvező a síkvidéki folyók mentén	változó, kedvező a síkvidéki folyók mentén
J5	kedvezőtlen	változó	kedvezőtlen	kedvezőtlen
J6	kissé kedvező	kissé kedvező, főként Közép-Magyarországon	kissé kedvező, főként a Dunántúlon	kedvező, főként a Dunántúlon és a Duna-Tisza-közén
K1a	semleges	kedvező a Nyugat-Dunántúlon	kissé kedvező a Nyírségben	változó
K1a_K2_K7b	kedvezőtlen	kedvezőtlen	kedvezőtlen	kedvezőtlen
K2	kedvezőtlen	változó, kissé kedvező a Dunántúlon	változó, kissé kedvező a középhegységekben	kedvezőtlen
K5	kedvezőtlen	változó, kissé kedvező a Dunántúlon	kedvezőtlen	kedvezőtlen
K5_K7a	kedvezőtlen	kissé kedvező a Dunántúlon	kedvezőtlen	kedvezőtlen
K7a	semleges	kedvezőtlen	kedvezőtlen	kedvezőtlen
K7b	semleges	semleges	kedvezőtlen	kedvezőtlen
L1	kedvezőtlen	változó	változó	kissé kedvező a középhegységekben
L1_M1	kissé kedvezőtlen	semleges	változó	változó
L2a	kedvezőtlen	változó, kissé kedvező az Észak-Dunántúlon	kedvező a középhegységekben	kedvezőtlen
L2a_L2b	kedvezőtlen	változó, kissé kedvező az Észak-Dunántúlon	változó	változó
L2b	kedvezőtlen	kedvező a Dunántúlon	kedvezőtlen	kedvezőtlen
L2x	változó, kissé kedvező Közép-Magyarországon	változó, kedvező a Dunántúlon	kedvező a középhegységekben és a Duna-Tisza-közén	kedvezőtlen
L2x_M2	változó, kissé kedvező a Zalában, a Kiskunságban és Csereháton	kedvezőtlen	kissé kedvező a középhegységekben, a Duna-Tisza-közén és a Nyírségben	kedvezőtlen
L4a	semleges	semleges	semleges	semleges
L4a_L4b	semleges	semleges	kissé kedvező az Észak-Magyarországi-középhegységben	semleges
L4b	semleges	semleges	semleges	semleges
L5	kedvező Kelet-Magyarországon	változó, kissé kedvező a Kiskunságban	kedvező	kedvező a Dél-Alföldön és a Nyírségben
LY1	semleges	semleges	semleges	semleges
LY2	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen
LY3	semleges	semleges	semleges	semleges
LY4	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen
M1	kissé kedvező a Hortobágyon és Közép-Magyarországon	kedvező, főként a Dunántúli-középhegységben	kedvező, főként a középhegységekben és az Alföldön	kedvező, főként a középhegységekben
M2	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen	kissé kedvezőtlen
M3	semleges	semleges	semleges	semleges
M4	semleges	semleges	semleges	semleges
M5	semleges	kissé kedvező a Dél-Duna-Tisza-közén	semleges	semleges
M6	semleges	semleges	kissé kedvező a középhegységekben	semleges
M7	semleges	semleges	semleges	semleges

*Eredmények és értékelésük*

Élőhely	Aladin, 2021-2050	RegCM, 2021-2050	Aladin, 2071-2100	RegCM, 2071-2100
N13	kedvezőtlen	változó, kissé kedvező a Zempléni-hegységben	kedvezőtlen	kedvezőtlen

A térképek jól mutatják, hogy a folytonos valószínűségekből képzett {0; 1; 2; 3; 4} kategóriák közül a 3-as és 4-es megfelelően elválik, míg az 1-es nem tartalmaz valódi, ökológiailag interpretálható információt, ezért a 0-ással összevonható. A 2-es kategória is sztochasztikus, értelmezése könnyebb, ha együtt kezeljük a 0 és 1 kategóriákkal. Ez az összevonás nem mond ellen annak a célnak, hogy az élőhelyek potenciális jövőbeli elterjedését kirajzoljam, hiszen a 0, 1 és 2 valószínűségi kategóriákba eső pontokon a potenciális előfordulás eleve alacsony valószínűségű, így számomra nem releváns. Mindezt a térképek kiértékelésekor és kutatásom további részében az említett kategória-összevonással élek.

Az éghajlatváltozás várható, az egyes élőhelyek potenciális elterjedésére kifejtett hatását táblázatosan közlöm (6. táblázat). Az eredmények alapján felismerhetjük, hogy bizonyos élőhelyek az éghajlatváltozásra – nagy vonalakban – hasonlóképpen fognak reagálni. Ebből a szempontból egy csoportba tartoznak a következők:

- LY3, M4 és M5: semleges számukra az éghajlatváltozás;
- K5, K5\_K7a, K7b, LY2 és N13: várhatóan visszahúzódnak, a klímaváltozás hatása kedvezőtlenül érinti őket;
- J3, J3\_J4, J4 és J6: folyóvízhez kötődésük meghatározóbb, mint az éghajlatváltozás hatása;
- G3, H1, H3a, K2, K2\_K7b, L1, L1\_M1, L2a, L2a\_L2b, L4a, L4a\_L4b, L4b, LY4 és M6: középhegységekhez kötődő, inkább szárazságtűrő élőhelyek. Az éghajlatváltozás nem vagy változó irányban és mértékben érinti őket;
- G2, H2 és M1: a középhegységekben a várható hatás számukra kedvező;
- B1a, B6, F4, F5, H5a, J1a, J2 és L5: ha egy regionális klímamodell szerint is és egy predikciós időszakra csupán, de elképzelhető, hogy Magyarország jelentős része potenciálisan kedvező feltételeket kínál számukra a jövőben.

Nagy általánosítással élve összességében megállapítható, hogy a fás élőhelyekre az éghajlatváltozás inkább kedvezőtlenül hathat a jövőben, míg a gyepek és egyéb fátlan élőhelyek egy részét kedvezően érintheti. A térképes eredmények szerint a fás élőhelyek közül elsősorban a zonális hegységi erdők esetén figyelhetünk meg negatív hatást, míg egyes erdőket (pl. L5) egyértelműen kedvezően érint a változás. A gyepek közül a szikesek, a nádasok és a H5a élőhely emelhető ki mint az éghajlatra legintenzívebben reagáló élőhelycsoport. A felszíni vízhez kötődő élőhelyek egy részét várhatóan érintő klímahatás jórészt kis mértékű és nem egyértelmű irányú. A várható hatás és abból következtethető sérülékenység részletesebb ismertetését lásd Somodi és mtsai. (2016) munkájában.

## 6.3. Telepíthetőségiterület-modell eredményei

### 6.3.1. Élőhely-dísznövény mátrix

#### 6.3.1.1. Szakértői élőhely-dísznövény mátrixok

Az élőhely-dísznövény mátrixot kitöltő szakértők óhatatlanul eltérő módon értelmeztek bizonyos kérdéseket annak ellenére, hogy a kitöltési útmutató minden szakértő számára azonos volt. Az útmutató ugyanis nem adhatott minden egyes kérdésben eligazítást, részben területi okokból, részben – illetve főként – pedig azért, mert előzetesen nem merült fel bennem minden olyan kérdés, ami az egyes szakértőkben igen. Abból a célból, hogy a modellezési módszer későbbi alkalmazását elősegítsem, a következőkben összefoglalom a kitöltés során felhozott kérdéseket. Fontos, hogy minél kevesebb nyitott kérdést hagyjon a mátrix definíciója, illetve kitöltésének útmutatója, hogy elkerüljük a szakértők közötti eltérő értelmezéseket.

- A kutatás az éghajlatváltozásra fókuszál, ezért a dísznövények igényei közül is csak/elsősorban az éghajlati jellemzőket vegyük számba? – Határozottan nem. Az összes olyan abiotikus tényezőt – azonos súllyal – figyelembe kell venni, amely meghatározza a taxon potenciális telepíthetőségét.
- Egy dísznövénytaxon elvben egy élőhely potenciális elterjedési területének egy részén előfordulhat (1), máshol részén nem (0) [pl. mészkérülő taxon nem edafikus élőhelyen]. Mi a teendő? – A 0,5 (talán) érték részben éppen az ilyen eseteket hivatott kezelni (bár szól érv a 0, valamint éppen az 1 alkalmazása mellett is)<sup>88</sup>. Ez olyan élőhelyek esetén is igaz, amelyeknek edafikus altípusai ismertek (pl. M4).
- Figyelembe kell-e venni a mátrix kitöltésekor, hogy egy dísznövény esztétikailag, kulturálisan stb. illik-e abba a környezetbe, ahol az adott élőhely potenciálisan előfordul [pl. fenyőhabitusú örökzöld faj síkvidékre]? – Nem, a kutatásnak tárgya a növény környezeti igénye, az ettől eltérő szempontok nem relevánsak.
- Egy adott élőhely potenciális előfordulása minden felsorolt taxon számára optimális (1) [esetleg pl. L2x, L5], vagy ennek ellenkezője: egy taxon számára sem nyújt megfelelő környezetet (0) [esetleg a B és F élőhelycsalád]. Probléma-e ez, kell-e oszloponként szórnia a mátrixnak? – Nem, a teljes mátrix ettől függetlenül is szór, szándékosan nem szükséges az oszlopokon belül szórást növelni.
- Az adott dísznövény egy adott élőhely potenciális előfordulási területén nagy valószínűséggel megmaradna telepítés után, de sínylődné, nem hozná az elvárt díszértéket és habitust, vagy esetleg előre sejthető módon rövid életű lenne [pl. pionír jellegű taxonok gyenge talajon, mint az *Acer saccharinum* és a *Populus simonii*]. Mi kerüljön a mátrixcellába? – A várható vitalitás mértékétől függően 0,5, esetleg 1. Utóbbi akkor indokolt, ha pl. csupán enyhe klorotikus tünetekre számíthatunk, vagy a taxonra jellemzőnél gyengébb növekedésre, esetleg 30–40 éves

<sup>88</sup> Volt olyan szakértő, aki a valamilyen környezeti grádiens mentén szóró élőhely esetén annak átlagos, legjellemzőbb altípusát tartotta szem előtt, amikor a mátrixot kitöltötte.

### Eredmények és értékelésük

korban bekövetkező pusztulásra. Ennél komolyabb várható problémák esetén a 0,5 érték megfelelőbb választás.

Az élőhely-dísznövény mátrix szerkezetével, a kitöltés menetével, az oszlopaiban sorolt élőhelyekkel és a soraiban álló dísznövénytaxonokkal kapcsolatban megfogalmazódtak olyan észrevételek, melyek az általam bemutatott modellezési keretrendszer újabb alkalmazásakor figyelembe veendőek<sup>89</sup>. Az alábbiakban ezeket részletezem, és reagálok a problémákra.

A felkért szakértők közül néhányan kifogásolták, hogy a kutatásba vont dísznövénytaxonok túl heterogének mind beszerezhetőség, mind kertépítészeti jelentőség, mind pedig környezeti igény szempontjából. A taxonkiválasztásakor szándékosan törekedtem arra, hogy a 31 vizsgálatba vont dísznövény több szempontból is minél szélesebb spektrumot öleljen át. Ennek ellenére nem tagadható, hogy az élőhely-dísznövény mátrix kitöltését nagyban könnyítette volna, ha hasonló jellegű taxonokat választottam volna – vagy melegegyenység szempontjából sorba rendezhető, egyéb igényekben megegyező (Kósa szem. közl. 2016).

Céлом volt a vizsgálatba vont dísznövények között elsősorban a fákra helyezni a hangsúlyt. Utólag úgy látom, hogy ezt a célt talán még határozottabban kellett volna érvényre juttatni olyan módon, hogy cserjéket egyáltalán nem vonok be a kutatásba, és a mikroklimára érzékenyebb bokorfákat, alacsonyabb fákat is lehetőség szerint kerülöm<sup>90</sup>.

Néhány vizsgálatba vont dísznövény saját gyökéren jellemzően nem kerül forgalomba, csak nemesként. Ilyen például a *Crataegus* × *lavalleyi* (pl. *Crataegus monogyna* alanyon), a *Pyrus calleryana* (pl. *Pyrus pyraster* alanyon) vagy a *Prunus serrulata* (pl. *Prunus avium* alanyon). Ebben az esetben a talaj – és részben az éghajlat vonatkozásában is – az alany igényei a meghatározóak. A jellemzően oltással vagy szemzéssel szaporított taxonokat a modellezési módszer ismételt alkalmazásakor kerülni érdemes, vagy pontosan definiálni, hogy a vizsgálat tárgyát képező taxonnak melyik alannyal képzett oltványára vonatkozik a kérdés.

Az előzőhöz szervesen kapcsolódó kritikai észrevétel, hogy bekerült a listába olyan faj, amelyet a hazai termesztési és alkalmazási gyakorlat csak – vagy jórészt – fajtáiról ismer, így az alapfaj igényeire leginkább csak következtetni tudtak a szakértők a fajták igényeinek ismeretében. Határozottan ebbe a kategóriába esik a *Prunus serrulata* (Tóth 2012, Kósa szem. közl. 2016), továbbá az *Acer palmatum*-nak és a *Pyrus calleryana*-nak is nagyrészt a fajtáit telepítjük (Schmidt és Tóth 2006). Mivel e taxonokra csak korlátozottan használható a bemutatott módszer, ezért inkább kerülni érdemes őket a modellezési megközelítés újbóli alkalmazásakor.

Nincsen teljes rálátásom a szakértői mátrixok kitöltési módjára, de tapasztalatom szerint a kitöltések jellemzően jól definiálható sorrendben történtek. Elsőként kihúzta azon dísznövényeket a szakértő, amelynek igényeit nem ismerte kellő alaposággal, majd a mátrixban oszlopfolytonosan haladt, az oszlopokban föntről lefelé, a bal oldali oszloppal kezdve. A – dísznövények igénye szempontjából – azonos élőhelyeket vagy előzetesen vonta össze a szakértő, vagy akkor, amikor az ismétlődéshez ért. Függetlenül attól, hogy az általam vázolt logika mentén, avagy attól eltérő

<sup>89</sup> Lényegileg ezekre a kritikai észrevételekre tekinthetünk úgy, mint az egyik elsődleges kutatási céloknak, e modellezési módszer tesztelésének eredményére. Tehetjük ezt annak ellenére, hogy ezen eredmények mind hibákra vagy gyengeségekre, továbbfejlesztési lehetőségekre mutatnak rá.

<sup>90</sup> E gondolatot, és az előző bekezdésben írtakat vö. a 6.4.2.1. fejezettel.

*Eredmények és értékelésük*

sorrendet követve töltötték ki az élőhely-dísznövény mátrixot, a benne foglalt számértékeket mindenképpen befolyásolta a sorrendiség. Feltételezhetjük, hogy az első oszlopok (amelyek erősen kedvezőtlen vizes és szikes élőhelyeket tartalmaztak) ezért némiképp fölülbecsültek, és nagyobb bizonytalansággal terheltek (nem volt még mihez viszonyítani), és ugyanígy több hibát feltételezek az ábécérendben előrébb található dísznövények esetén<sup>91</sup>.

A kutatás tervezésekor felmerült lehetőségként, hogy a független mátrixok helyett egy mátrix közös kitöltését szervezzem és koordináljam, amely a felkért szakértői bizottság konszenzusán alapszik, és véleményütköztetések előzik meg. Elvi és technikai okokból a független mátrixokat jobb megoldásnak tartom. Ugyanakkor fontos hangsúlyozni, hogy a modellezési keretrendszerbe tökéletesen illeszkedik a konszenzumátrixos megoldás is, avval a megszorítással, hogy úgy a potenciális telepíthetőségi területekre nem lehet modellegyüttest készíteni, és így bizonytalanságot becsülni.

A vizsgált élőhelyek némelyike (pl. H5a, H5b, M3) Magyarországon nagyrészt másodlagosan fordul elő (Gergely szem. közl. 2016, Bölöni és mtsai. 2011). Az ilyen élőhelyek esetén a mátrix kitöltése értelmezési kérdést vetett fel, melyet az egyes szakértők eltérő módon kezeltek. Ezért a modellezési keretrendszer újbóli alkalmazásakor javaslom az élőhely-dísznövény mátrix kitöltési útmutatójában pontosítani a kérdést eképpen: “telepíthető-e a dísznövény azon helyeken, ahol az adott élőhely potenciálisan, akár elsődleges, akár másodlagos módon előfordulhat?”. Ennek tisztázása híján előfordulhat, hogy a szakértők nem a teljes potenciális előfordulást, csupán a ténylegesen megfigyelhető, vagy csupán az elsődleges előfordulást mérlegelik, ezzel előidézve a telepíthetőség alulbecslését<sup>92</sup>.

A mátrixok kitöltésekor több szakértő jelezte, hogy nehézséget jelent belehelyezkedni a potenciális vegetáció logikájába, és sokkal könnyebb a dísznövények telepíthetőségét végiggondolni olyan környezetben, ahol az adott élőhely ténylegesen előfordul. Sajnos azonban ez a legtöbb esetben jelentősen szűkíti azt a környezeti hiperteret (a fundamentális niche-ről a realizált niche-re), amelyet az élőhely potenciális előfordulását számba véve mérlegelnénk, így a dísznövények telepíthetőségét alábecsüljük<sup>93</sup>.

Meggyőződésem, hogy a disszertációmban bemutatott modellezési keretrendszer újbóli alkalmazásakor kiemelt hangsúlyt kell fektetni az élőhely-dísznövény mátrix kitöltési módjának még pontosabb definiálására, hogy elkerüljük a fent jelzett problémákat.

<sup>91</sup> Habár bizonyítani nem tudom, meglátásom szerint a bizonytalanságot a mátrixcellák között homogénebben elosztó módszer lett volna a cellák véletlenszerű sorrendben történő kitöltése (pl. számítógépes program segítségével ez egy egyszerű felületen könnyen megoldható), mely viszont összességében sokkal több hibát vitt volna a mátrixba (viszonyítás híján a konzisztenciát rontotta volna), és e módszer esetén a kitöltést is jóval megterhelőbbnek és időigényesebbnek becsülöm. A modellezési keretrendszer újbóli alkalmazásakor továbbra is az oszlopfolytonos kitöltési logikát tartom követendőnek abban az esetben, ha az ebből fakadó, bizonytalanságban mutató trendet felvállaljuk.

<sup>92</sup> Vö. a 6.4.2.3. fejezetben a *Tetradium daniellii* fajnál írtakkal.

<sup>93</sup> További hátránya, hogy némely élőhely aktuális előfordulási helyét igencsak nehéz elképzelni, hogy kultúrába vonnák (Kósa szem. közl. 2016). Ez természetesen nem okoz gondot – hiszen a kutatásom egyáltalán nem az aktuális előfordulási területen történő dísznövény-telepítésről szól – akkor, ha a mátrix kitöltésekor az élőhelyek potenciális előfordulásán történő telepíthetőséget mérlegeljük.

*Eredmények és értékelésük*

**6.3.1.2. Összevont élőhely-dísznövény mátrixok**

Az alábbiakban összegzem az összevont élőhely-dísznövény mátrixok elemzése alapján levont következtetéseimet. A szakértői mátrixok átlaga (11. ábra) szerint a dísznövények többségének (kivéve: *Cercis siliquastrum*, *Cupressus sempervirens*, *Juniperus virginiana*, *Ulmus pumila* var. *arborea*) a fátlan élőhelyek termőhelye általában kevésbé megfelelő, közülük is a nádasok (B) és szikesek (F) potenciális élőhelye nyújtja a legkevésbé alkalmas környezetet. A gyepek közül a legkedvezőbbnek a H5a és H5b élőhelyek tűnnek. A vízközeli fás élőhelyeknek megfelelő termőhely – a J6 kivételével – kedvezőtlen a taxonok döntő többsége számára, a kivételt képező néhány vízkedvelő dísznövénynek (*Salix alba*, *Taxodium distichum*) viszont kedveznek. A fényben gazdag tölgyesek, erdő-gyep mozaikok és száraz cserjések (M) – közülük is leginkább az M5 és M7 – élőhelye az előzőeknél heterogénebb módon ugyan, de mégiscsak viszonylag kedvezőtlen környezeti feltételeket nyújt a vizsgált dísznövények egy jelentős részének, e megfigyelés a *Cercis siliquastrum*, *Crataegus* × *lavalleei*, *Cupressus sempervirens*, *Juniperus virginiana*, *Pyrus calleryana* és *Ulmus pumila* var. *arborea* taxonok esetén kevésbé egyértelmű. A fennmaradó élőhelyek (K, L, LY, N) többségének potenciális előfordulása viszonylag kedvező körülményeket biztosít a vizsgálatba vont dísznövények számára (különösen az *Acer pseudoplatanus*, *Crataegus* × *lavalleei*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Ginkgo biloba*, *Sorbus aucuparia* és *Tilia platyphyllos* emelhető ki), kivételt leginkább a melegigényes taxonok LY élőhelyek termőhelyén várt gyenge telepíthetősége jelent. Az átlagmátrix sorainak és oszlopainak elemzésével megállapíthatjuk, hogy a legkisebb átlagos valószínűséggel a *Magnolia grandiflora* (0,18) telepíthető, a legnagyobb eséllyel pedig az *Ulmus pumila* var. *arborea* (0,56), *Crataegus* × *lavalleei* (0,50) és *Juniperus virginiana* (0,48) taxonok. Az átlagosan legkedvezőbb környezetet a K1a (0,73), a K2 (0,72) L5 (0,68) és K7b (0,64) élőhelyek nyújtják a vizsgált dísznövények számára, míg a legkevésbé alkalmas élőhelynek az F4 (0,02) és F5 (0,02) jelölték meg a szakértők, ami jól összecseng azzal, hogy elsősorban fásszárú taxonokat vontam a vizsgálatba. A szakértők átlagai összességének középértéke 0,33, vagyis átlagosan ekkora valószínűséggel telepíthetőek a vizsgálatba vont dísznövények a vizsgált élőhelyeknek megfelelő környezetbe.

11. ábra (3. betétoldal) A szakértői élőhely-dísznövény mátrixok átlagának színskálás megjelenítése

(0: piros, 0,5: sárga, 1: zöld) és az átlagok százszorosa.

12. ábra (4. betétoldal) A szakértői élőhely-dísznövény mátrixok minimumának színskálás megjelenítése (0: piros, 0,5: sárga, 1: zöld) és a minimumok százszorosa.

13. ábra (5. betétoldal) A szakértői élőhely-dísznövény mátrixok maximumának színskálás megjelenítése (0: piros, 0,5: sárga, 1: zöld) és a maximumok százszorosa.

14. ábra (6. betétoldal) A szakértői élőhely-dísznövény mátrixok szórásának színskálás megjelenítése (alacsony: zöld, közepes: sárga, magas: piros) és a szórások százszorosa.

A szakértői mátrixok minimuma (12. ábra) és maximuma (13. ábra) közti különbség szembeötlő: a minimummátrix jóval kevesebb 0-nál nagyobb értéket tartalmaz, mint ahány 1-nél kisebb értéket a maximummátrix. A minimummátrix elsősorban a K és LY élőhelycsoportokban, illetve az L5 élőhelyen tartalmaz 0-nál nagyobb értéket (tehát teljes egyetértésben – ha fenntartásokkal is (0,5), de

	b1a	b1b	f1a	f2	f3	f4	f5	g1	g2	g3	h1	h2	h3a	h5a	h5b	j1a	j1b	j2	j3	j4	j5	j6	k1a	k2	k5	k7a	k7b	l1	l2a	l2b	l2x	l4a	l4b	l5	ly1	ly2	ly3	ly4	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	n13	
Abies nordmanniana	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6	0	11	28	17	0	6	0	0	11	6	33	67	72	89	83	67	28	44	44	39	33	28	50	67	39	56	22	6	39	17	17	0	11	0	83	
Aesculus hippocastanum	0	0	6	6	6	0	0	6	0	17	0	0	0	22	11	0	6	6	11	17	17	61	81	75	75	75	56	56	61	67	61	50	50	83	33	39	44	33	28	39	22	28	17	39	6	50	
Albizia julibrissin	0	0	0	0	0	0	0	11	11	6	11	11	17	22	22	0	0	0	0	0	12	38	56	50	39	33	33	50	50	39	39	28	22	50	28	28	28	33	39	56	28	39	11	17	0	39	
Acer palmatum	0	0	0	0	0	0	0	11	6	17	17	6	11	22	17	0	6	6	28	33	17	50	44	50	50	61	56	17	39	39	28	50	50	50	33	17	28	17	6	28	17	22	0	6	0	61	
Acer pseudoplatanus	11	0	0	0	6	0	0	11	6	11	11	11	17	33	17	0	6	11	33	44	44	72	94	94	94	89	89	44	56	56	44	62	50	75	94	83	89	72	28	56	22	28	11	17	6	94	
Acer saccharinum	6	0	0	0	0	0	0	22	17	22	28	22	28	39	28	6	11	11	11	28	22	50	72	72	61	72	67	33	72	78	56	75	69	78	38	38	44	33	33	44	28	28	17	39	11	61	
Cercis siliquastrum	0	0	7	7	14	0	0	28	44	33	50	50	50	61	61	0	0	0	0	6	0	22	44	50	22	22	28	72	67	61	56	33	28	56	11	22	22	28	72	72	50	50	44	67	33	28	
Crataegus × lavalleyi	17	0	40	40	40	0	0	25	25	25	33	25	42	42	40	17	17	25	17	25	25	58	100	100	58	58	80	90	92	92	75	80	80	92	50	80	58	75	67	75	60	70	42	50	25	60	
Cupressus sempervirens	0	0	0	0	0	0	0	39	61	56	67	61	67	61	61	0	0	0	0	0	0	6	28	28	11	17	22	78	72	61	56	22	28	56	6	17	17	22	78	62	19	56	50	44	44	22	
Fagus sylvatica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	11	6	11	17	0	0	0	6	0	6	22	50	89	83	100	100	89	17	50	56	33	50	39	56	100	89	100	78	22	33	6	11	0	11	11	94	
Fraxinus excelsior	17	0	6	6	6	0	0	6	11	28	28	28	28	39	17	22	28	50	33	50	61	88	94	89	100	89	89	39	67	78	61	75	62	78	100	100	94	83	39	56	28	28	6	22	11	94	
Ginkgo biloba	6	0	11	11	11	0	0	17	11	11	11	11	17	28	22	0	6	6	11	17	11	61	100	100	78	61	72	61	78	78	72	56	50	72	56	50	61	56	33	61	33	39	6	17	6	61	
× Hesperotropsis leylandii	0	0	0	0	6	0	0	28	28	28	39	28	33	56	44	0	6	6	6	17	17	44	78	83	72	67	78	72	78	78	72	56	50	83	33	39	39	50	56	67	31	33	11	39	6	50	
Juniperus virginiana	6	0	19	19	19	6	6	39	28	28	50	44	61	67	61	0	0	0	6	11	6	33	89	89	61	61	67	78	89	89	78	61	67	83	56	62	62	67	67	83	44	67	67	78	50	67	
Larix decidua	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	11	6	6	11	6	6	17	17	33	56	50	89	83	50	11	33	33	22	39	33	56	67	50	67	28	6	6	0	6	0	11	0	89	
Magnolia grandiflora	6	6	0	0	0	0	0	0	0	0	11	11	11	28	17	0	6	11	6	11	11	28	44	44	39	39	50	33	50	50	39	39	33	33	19	6	11	6	17	22	11	11	6	11	0	39	
Paulownia tomentosa	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	33	17	0	0	0	0	11	6	44	78	78	39	39	56	56	56	61	67	33	28	67	6	17	17	22	17	72	22	39	17	22	17	44	
Picea pungens	0	0	6	6	6	0	0	11	11	11	22	17	17	33	17	0	0	0	0	0	11	28	83	83	72	67	78	44	67	67	56	61	61	61	33	39	39	39	39	39	44	22	22	11	22	6	72
Pinus strobus	6	6	0	0	0	0	0	6	0	6	11	0	6	22	17	0	6	6	0	0	0	12	67	56	56	89	83	11	39	44	22	44	33	33	56	44	50	33	11	17	11	17	0	6	0	72	
Populus simonii	25	6	11	28	28	6	6	11	11	6	11	17	22	50	44	28	22	33	44	83	50	78	83	94	61	56	72	44	72	72	67	61	50	78	33	39	39	39	22	50	28	56	39	28	0	56	
Prunus serrulata	12	0	0	0	0	0	0	6	6	6	6	0	11	39	17	0	6	6	6	22	22	61	94	89	61	50	67	67	78	83	67	50	50	94	39	39	44	33	50	56	17	33	22	44	0	62	
Pyrus calleryana	17	0	25	25	25	0	0	21	36	29	14	21	36	57	50	0	0	14	14	21	21	43	93	93	50	36	58	79	79	79	71	50	43	93	42	33	33	58	83	86	67	71	57	83	17	42	
Rhododendron catawbiense	0	7	0	0	0	0	0	0	0	7	7	0	7	7	7	0	7	7	0	14	0	7	50	43	57	79	86	14	14	14	14	79	71	43	43	14	29	14	7	0	0	0	0	0	7	71	
Salix alba	62	44	17	28	33	6	6	17	0	6	0	0	0	22	17	78	72	78	89	94	94	94	56	56	28	28	44	17	33	39	33	17	11	44	17	22	22	22	11	22	17	11	17	17	0	22	
Sorbus aucuparia	0	0	0	0	0	0	0	0	6	17	17	6	17	11	6	0	0	0	0	6	6	56	83	83	89	100	94	6	44	44	22	67	56	72	100	83	100	67	11	33	6	6	0	11	6	89	
Styphnolobium japonicum	7	0	21	21	21	0	0	31	12	19	12	12	12	38	31	0	6	6	6	12	12	50	94	94	50	38	79	69	75	75	69	57	50	100	25	38	31	31	44	79	50	71	29	43	6	50	
Taxodium distichum	78	56	6	6	22	6	6	0	0	0	0	0	0	17	6	83	83	89	78	94	94	89	44	33	28	22	33	11	33	33	22	17	11	33	11	0	6	0	0	6	17	0	0	11	0	25	
Tetradium daniellii	7	0	8	8	17	0	0	14	14	7	21	21	21	50	36	0	0	0	7	14	7	29	50	50	29	29	29	71	79	79	71	36	36	71	7	14	14	36	50	71	67	64	21	50	7	29	
Thuja plicata	11	6	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	11	22	11	11	17	22	11	28	28	50	83	78	83	78	78	33	50	50	39	39	33	89	56	39	50	44	11	39	6	17	0	17	0	72	
Tilia platyphyllos	6	0	6	6	6	0	0	6	11	11	22	11	17	28	22	0	6	11	6	22	17	56	94	94	100	94	94	56	61	67	50	72	61	89	100	100	94	89	39	56	22	33	11	22	6	89	
Ulmus pumila var. arborea	11	0	50	50	61	33	28	56	44	56	78	67	78	83	83	0	6	11	17	44	28	61	83	72	44	44	44	94	94	94	83	56	50	89	33	44	39	61	78	94	94	94	72	83	67	39	







## 6. betétoldal

	b1a	b1b	f1a	f2	f3	f4	f5	g1	g2	g3	h1	h2	h3a	h5a	h5b	j1a	j1b	j2	j3	j4	j5	j6	k1a	k2	k5	k7a	k7b	l1	l2a	l2b	l2x	l4a	l4b	l5	ly1	ly2	ly3	ly4	m1	m2	m3	m4	m5	m6	m7	n13	
Abies nordmanniana	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	17	0	22	44	35	0	17	0	0	22	17	35	35	26	22	35	35	44	46	46	42	43	44	43	35	33	30	36	17	42	35	35	0	22	0	35	
Aesculus hippocastanum	0	0	18	18	18	0	0	17	0	35	0	0	0	36	22	0	17	17	22	25	35	42	26	27	38	38	42	46	49	43	49	46	46	25	43	42	39	43	44	42	36	36	35	42	17	43	
Albizia julibrissin	0	0	0	0	0	0	0	22	22	17	22	22	25	36	36	0	0	0	0	0	35	52	46	43	49	43	43	35	43	49	49	36	36	50	44	44	44	43	33	30	36	42	22	35	0	49	
Acer palmatum	0	0	0	0	0	0	0	33	17	25	25	17	22	44	35	0	17	17	44	43	35	43	39	35	35	42	30	35	42	42	44	35	35	43	35	25	36	25	17	44	35	36	0	17	0	42	
Acer pseudoplatanus	22	0	0	0	17	0	0	33	17	33	22	33	35	50	25	0	17	22	43	46	46	44	17	17	17	22	22	46	46	39	46	35	38	46	17	35	22	44	44	39	36	44	33	35	17	18	
Acer saccharinum	17	0	0	0	0	0	0	36	35	36	44	44	44	49	44	17	33	22	22	44	44	43	36	36	33	44	43	50	36	36	46	46	46	36	35	44	42	43	50	39	36	36	35	49	22	33	
Cercis siliquastrum	0	0	19	19	24	0	0	44	46	43	43	43	43	42	42	0	0	0	0	17	0	36	46	43	36	26	36	36	35	42	46	43	36	46	22	36	36	36	26	26	27	38	39	35	25	44	
Crataegus × lavalleyi	41	0	55	55	55	0	0	42	42	42	52	42	49	49	55	41	41	42	41	42	42	38	0	0	38	49	27	22	20	20	42	45	45	20	50	45	49	42	52	27	42	27	38	32	27	55	
Cupressus sempervirens	0	0	0	0	0	0	0	49	49	46	43	42	43	42	49	0	0	0	0	0	0	17	44	44	22	25	36	36	36	49	46	44	44	46	17	35	35	36	26	35	26	32	35	46	39	44	
Fagus sylvatica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	22	17	33	25	0	0	0	17	0	17	44	43	22	25	0	0	22	35	50	46	43	43	42	39	0	22	0	26	36	35	17	22	0	22	22	17	
Fraxinus excelsior	35	0	17	17	17	0	0	17	22	44	36	44	44	49	25	44	44	50	43	50	49	23	17	22	0	22	22	42	43	36	49	38	44	36	0	0	17	35	42	39	36	36	17	44	22	18	
Ginkgo biloba	17	0	33	33	33	0	0	35	33	22	33	33	35	44	36	0	17	17	22	25	33	42	0	0	36	42	36	49	36	36	44	46	50	36	39	43	42	39	43	42	35	33	17	25	17	42	
× Hesperotropis leylandii	0	0	0	0	17	0	0	44	44	44	49	44	43	46	46	0	17	17	17	25	25	39	36	35	36	43	36	36	36	36	44	32	38	25	43	42	42	43	30	25	37	35	22	42	17	43	
Juniperus virginiana	17	0	37	37	37	18	18	42	36	36	43	46	42	43	42	0	0	0	17	22	17	43	22	22	49	49	43	36	33	33	44	49	43	25	46	44	44	35	35	35	42	35	25	26	25	43	
Larix decidua	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	22	17	17	22	17	25	25	43	46	43	22	25	35	33	50	50	36	42	35	46	35	35	35	36	17	17	0	17	0	33	0	22		
Magnolia grandiflora	18	17	0	0	0	0	0	0	0	0	33	33	33	36	35	0	17	22	17	22	22	26	39	39	49	49	43	43	50	50	49	42	43	43	26	17	22	17	35	36	33	33	17	22	0	42	
Paulownia tomentosa	18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	43	25	0	0	0	0	22	17	39	36	36	49	49	46	39	46	42	43	35	36	43	17	25	25	26	25	36	36	33	25	36	35	46	
Picea pungens	0	0	17	17	17	0	0	33	33	33	36	35	35	35	35	0	0	0	0	0	22	36	25	25	36	35	26	46	43	43	46	49	33	42	35	42	42	42	42	42	30	36	36	22	36	17	36
Pinus strobus	18	17	0	0	0	0	0	17	0	17	22	0	17	44	35	0	18	17	0	0	0	23	35	39	30	22	25	33	42	39	36	30	25	43	39	39	43	43	33	25	22	35	0	17	0	36	
Populus simonii	27	17	22	36	36	17	17	22	22	17	22	25	26	50	46	36	36	35	46	35	43	44	25	17	49	53	44	46	44	36	50	42	50	36	43	42	42	42	42	36	43	26	46	42	44	0	50
Prunus serrulata	35	0	0	0	0	0	0	17	17	17	17	0	22	49	35	0	17	17	17	26	44	49	17	22	42	50	43	43	36	25	43	43	35	17	42	42	53	43	50	39	35	35	26	39	0	44	
Pyrus calleryana	41	0	42	42	42	0	0	39	48	39	38	39	48	45	50	0	0	38	38	39	39	45	19	19	45	48	49	39	27	27	39	41	45	19	49	41	52	49	26	24	41	39	35	26	26	49	
Rhododendron catawbiense	0	19	0	0	0	0	0	0	0	19	19	0	19	19	19	0	19	19	0	38	0	19	41	35	19	39	24	38	24	24	24	27	27	45	45	24	27	24	19	0	0	0	0	0	19	39	
Salix alba	52	39	35	36	43	17	17	35	0	17	0	0	0	36	25	36	44	36	22	17	17	17	46	46	36	36	46	25	43	42	43	25	22	46	35	44	44	44	33	36	35	33	35	35	0	26	
Sorbus aucuparia	0	0	0	0	0	0	0	17	35	25	17	35	22	17	0	0	0	0	0	17	17	39	25	25	22	0	17	17	46	46	36	35	46	36	0	25	0	43	33	25	17	17	0	22	17	22	
Styphnolobium japonicum	19	0	39	39	39	0	0	46	23	26	23	23	23	44	37	0	18	18	18	23	35	46	18	18	46	44	27	46	38	38	46	45	50	0	38	44	46	46	50	27	45	27	39	35	18	45	
Taxodium distichum	44	46	17	17	36	17	17	0	0	0	0	0	0	25	17	35	35	33	44	17	17	22	53	35	44	36	35	22	43	43	36	25	22	43	22	0	17	0	0	17	35	0	0	33	0	27	
Tetradium daniellii	19	0	20	20	41	0	0	24	24	19	27	27	27	41	38	0	0	0	19	24	19	39	41	41	39	39	39	27	27	27	39	38	38	39	19	24	24	38	0	27	41	38	27	29	19	39	
Thuja plicata	33	17	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	22	26	22	22	25	36	33	44	44	43	25	26	25	36	26	43	43	43	42	42	43	22	30	33	35	30	33	33	17	25	0	35	0	26	
Tilia platyphyllos	17	0	17	17	17	0	0	17	33	33	44	33	35	44	36	0	17	33	17	36	35	46	17	17	0	17	17	46	42	35	43	36	42	22	0	0	17	22	42	39	26	43	33	44	17	33	
Ulmus pumila var. arborea	33	0	43	43	42	35	36	39	46	46	36	43	36	35	35	0	17	33	35	46	44	49	35	44	53	53	53	17	17	17	35	46	43	33	43	46	49	42	26	17	17	17	26	25	25	49	

*Eredmények és értékelésük*

– telepíthető taxonokat), a maximummátrix pedig elsősorban a B, F és J élőhelycsaládok esetén, kisebb részben pedig a G, H és M élőhelycsaládokban tartalmaz 1-nél kisebb értéket (tehát olyan taxonokat, amelyek telepíthetősége nem biztos a szakértők egyöntetű véleménye szerint). A *Crataegus × lavalleyi*, *Pyrus calleryana* és *Ulmus pumila* var. *arborea* taxonok kivételt képeznek, szinte minden élőhelyre legalább egy szakértő – ha fenntartásokkal is, de – telepíthetőnek ítélte őket.

Külön is érdemes megvizsgálni azon szélsőséges eseteket, ahol a maximummátrix 0-t vagy a minimummátrix 1-et tartalmaz. A fent írtak fényében nem csodálkozhatunk, hogy az utóbbi eset jóval ritkább. A maximummátrixból kiemelhető a B1b, F4, F5 és J1a élőhely, ezek potenciális elterjedési területe szinte minden dísznövény számára határozottan kedvezőtlen környezetet nyújt. Kiemelkedően sok biztosan kedvezőtlen esetet találunk a *Rhododendron catawbiense* (17), *Abies nordmanniana* (15), *Paulownia tomentosa* (15), *Fagus sylvatica* (14) és *Larix decidua* (14) fajoknál. A minimummátrix vonatkozásában meg kell említenünk a K1a, K2, K5, K7a, L5, LY1, LY2 és LY3 élőhelyeknek megfelelő termőhelyeket, melyek biztosan kedvező környezetet nyújtanak egy vagy több dísznövénytaxon számára. A legtöbb biztos esetet a *Fagus sylvaticánál* (4) találjuk, továbbá a *Fraxinus excelsior* (3), *Sorbus aucuparia* (3), *Tilia platyphyllos* (3), *Crataegus × lavalleyi* (2), *Ginkgo biloba* (2) és *Styphnolobium japonicum* (1) fajoknál. A két, szélsőértékeket rögzítő mátrixban a legtöbb biztos cellát (18) a *Fagus sylvatica* sora tartalmazza. E két mátrix további elemzésétől eltekintek, mégis fontosnak tartom hangsúlyozni, hogy ezen mátrixok jól mutatják, hogy a szakértők hol értettek teljes mértékben egyet. A következőkben a kissé árnyaltabb képet adó aggregátum, a szakértői mátrixok szórása (14. ábra) segítségével elemzem a szakértők véleményében mutatkozó hasonlóságokat és különbözőségeket. A korábban írtakkal teljes összhangban a legnagyobb egyetértést elsősorban azon esetekben találjuk, amelyek kedvezőtlenek<sup>94</sup>. Ha a dísznövényeket is hasonló szempontból megvizsgáljuk, megállapíthatjuk, hogy a legnagyobb átlagos szórással a *Crataegus × lavalleyi* (0,36) bír (kiemelkednek még: *Populus simonii* (0,35), *Ulmus pumila* var. *arborea* (0,35), *Pyrus calleryana* (0,34)), a legkisebb átlagos szórásokat pedig a *Rhododendron catawbiense* (0,17) és *Fagus sylvatica* (0,18) fajoknál találjuk, mely jó egyezést mutat korábbi megállapításaimmal<sup>95</sup>. A szórás mátrix átlaga 0,27.

Az alábbiakban az egyes dísznövénytaxonokat jellemzem<sup>96</sup>, a klaszteranalízis által javasolt csoportosítás (15., 16. és 17. ábra) szerint haladva.

15. ábra (7. betétoldal) A dísznövények átlagos telepíthetőségeinek (átlagmátrix egyes sorainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram. A taxonok tudományos nevét lásd a 2. táblázatban (5.4.2.1. fejezet).

16. ábra (7. betétoldal) A dísznövények minimális telepíthetőségeinek (minimummátrix egyes sorainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram. A taxonok tudományos nevét lásd a 2. táblázatban (5.4.2.1. fejezet).

<sup>94</sup> Így a B1b, F4, F5 és J1a élőhelyek, valamint úgy általában is a B, F, G és J élőhelycsaládok vonatkozásában kicsi a szakértők véleménye közti szórás, míg a legnagyobb átlagos értéket az L2x (0,43) esetén tapasztaljuk.

<sup>95</sup> Kiugróan bizonytalanok a szakértők többek között a *Crataegus × lavalleyi* gyengébb szikre (F1a, F2, F3 potenciális előfordulására) vagy az *Ulmus pumila* var. *arborea* bükkösök termőhelyére (K5, K7a) való telepíthetőségét illetően.

<sup>96</sup> Az eredményeket a 6.4.2.3. fejezetben, a telepíthetőségi predikciókkal együtt diszkutálom.

*Eredmények és értékelésük*

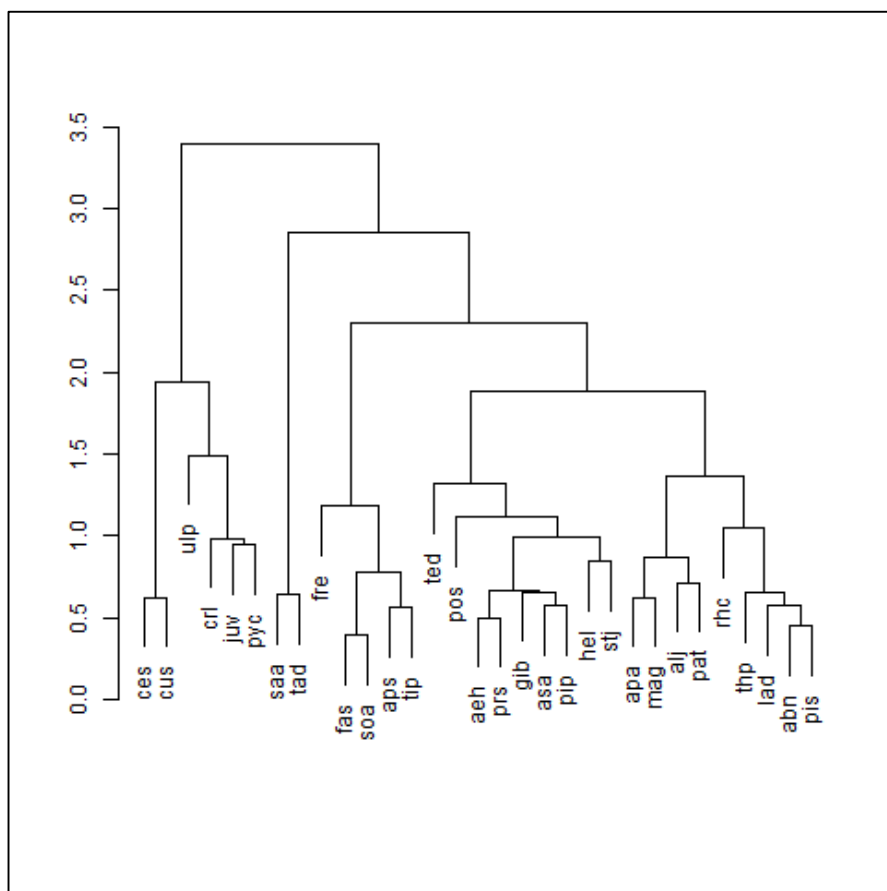
17. ábra (7. betétoldal) A dísznövények maximális telepíthetőségeinek (maximummátrix egyes sorainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.

A taxonok tudományos nevét lásd a 2. táblázatban (5.4.2.1. fejezet).

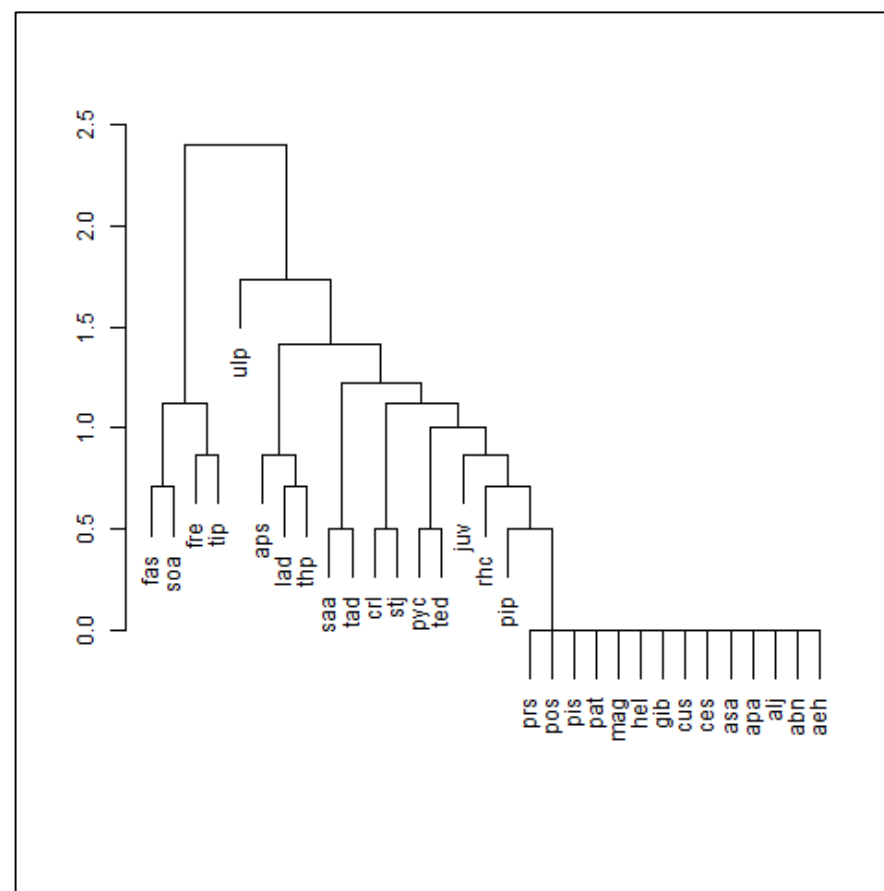
A *Cercis siliquastrum* és a *Cupressus sempervirens* azon kevés dísznövény közé tartozik, amely nyílt (G) és zárt (H) gyepek termőhelyére is talán telepíthető, továbbá az M élőhelycsalád is kedvező lehet e két faj számára, ellenben a – legtöbb taxon által nem kedvelt vizes (B, J) és szikes (F) élőhelyeken túl – üde lomberdők (K), sziklás erdők (LY) és lombelegyes fenyves (N13) potenciális előfordulására nem valók. Fényben gazdag tölgyeseknek (L) megfelelő környezetbe indokolt lehet ültetni őket. Pozitív preferenciájuk tekintetében hasonlít hozzájuk az *Ulmus pumila* var. *arborea*, amely azonban igen tágtűrűsű mind az átlag-, mind a maximummátrix szerint. Lényegileg az erősen vizes élőhelyek kivételével bárhová – szikre is – telepíthető. Az *U. pumila* var. *arboreával* közös klaszterbe került az átlagok alapján a *Juniperus virginiana*, *Crataegus* × *lavalleei* és *Pyrus calleryana* – utóbbi kettőt a maximummátrix klaszteranalízise is megerősíti. E három faj a gyengén szikes élőhelyeken a többi vizsgált dísznövényhez képest viszonylag jól telepíthető – ebben még a *Salix alba* és a *Styphnolobium japonicum* hasonlít hozzájuk. A szárazgyepek (G, H) termőhelyét nem kerülik annyira feltűnően, mint a legtöbb taxon. Elsősorban üde lomberdők és fényben gazdag tölgyesek, erdő-gyep mozaikok (L és M1–M5) élőhelye nyújt kedvező környezetet számukra. A sziklás erdőket főként a *C. × lavalleei* preferálja e három közül. Maximummátrixuk szerint tűrőképességük hasonlóan magas. Az átlagmátrixon képzett dendrogram e bemutatott, bal oldali ágába talajminőségre és vízellátottságra nem igényes taxonok kerültek.

A *Salix alba* és a *Taxodium distichum* mindhárom dendrogram szerint egymáshoz hasonló igényű. Kitűnnek a többi vizsgált dísznövény közül a vizes élőhelyek iránt mutatott toleranciájukkal, sőt, igényükkel. Egyéb élőhelyeken – legyenek azok fásak vagy fátlanok – telepítésük kevésbé javasolt. A B élőhelycsaláddal ellentétben a fás vizes élőhelyek (J) termőhelye a *Populus simonii* és a *Fraxinus excelsior* számára is némiképp tűrhető környezetet nyújt. A következő klasztert – melyhez gyengén kapcsolódik az utóbbi faj – a *Fagus sylvatica* és *Sorbus aucuparia*, valamint az *Acer pseudoplatanus* és a *Tilia platyphyllos* kettősei alkotják. Mind az öt faj őshonos hazánkban. Jellemzőjük, hogy nagy bizonyossággal telepíthetőek üde lomberdőknek, sziklás erdőknek és lombelegyes fenyvesnek megfelelő környezetbe, tehát az árnyas és/vagy csapadékos termőhelyet kedvelik. Gyepek és – a *F. excelsior* és részben az *A. pseudoplatanus* kivételével – vizes élőhelyek potenciális előfordulására egyáltalán nem valók. A *F. sylvatica*–*S. aucuparia* és a *T. platyphyllos*–*A. pseudoplatanus* klasztere leginkább a fényben gazdag tölgyeseknek megfelelő környezetbe való telepíthetőségükkel válik ketté (utóbbiak jobban viselik az L élőhelycsoportra jellemző környezetet). A *F. sylvatica*–*S. aucuparia* klaszter mindhárom dendrogramban következetesen kialakult.

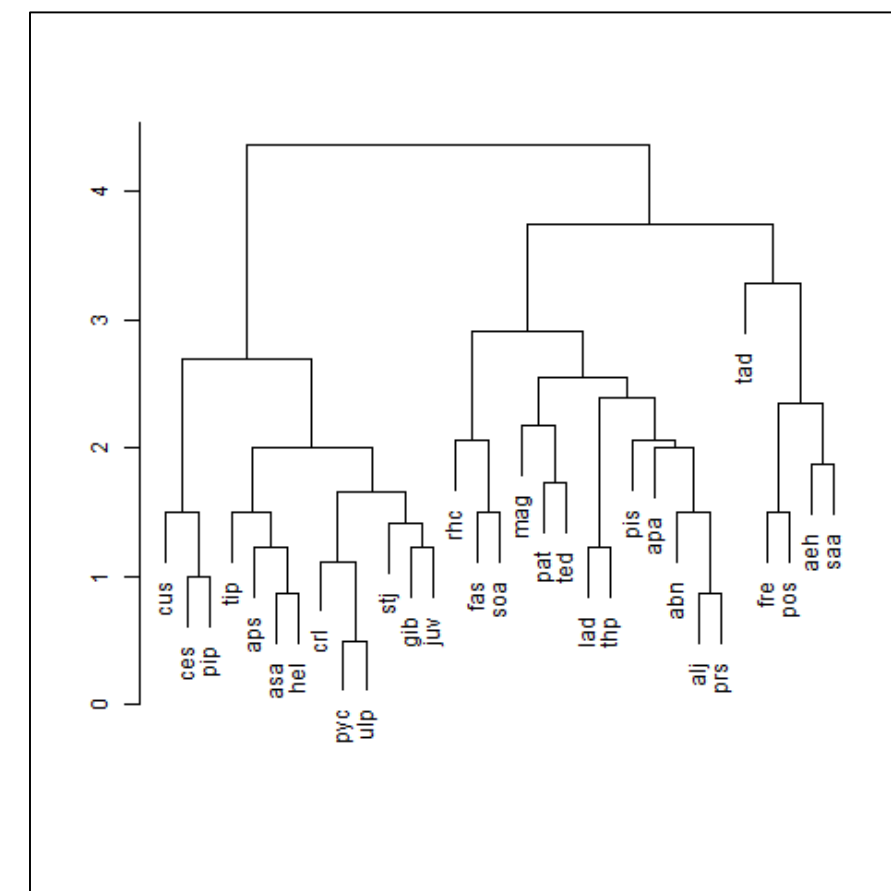
Nagy klasztert alkot az *Aesculus hippocastanum*, *Acer saccharinum*, *Ginkgo biloba*, *Picea pungens* és *Prunus serrulata*. Elsősorban üde, valamint fényben gazdag erdők termőhelyére telepíthetőek. Sziklás erdőknek megfelelő környezetbe – a *Ginkgo biloba* kivételével – nem valóak. A mátrix szerint e fajok nem túl igényesek, de a jó talajt és/vagy a megfelelő csapadékelátást meghálálják. Gyenge vagy sekély talajú élőhelyek egyikére sem javasolt a szakértők szerint a telepítésük. Hasonlóképpen írható le a × *Hesperotropsis leylandii* és a *Styphnolobium japonicum*



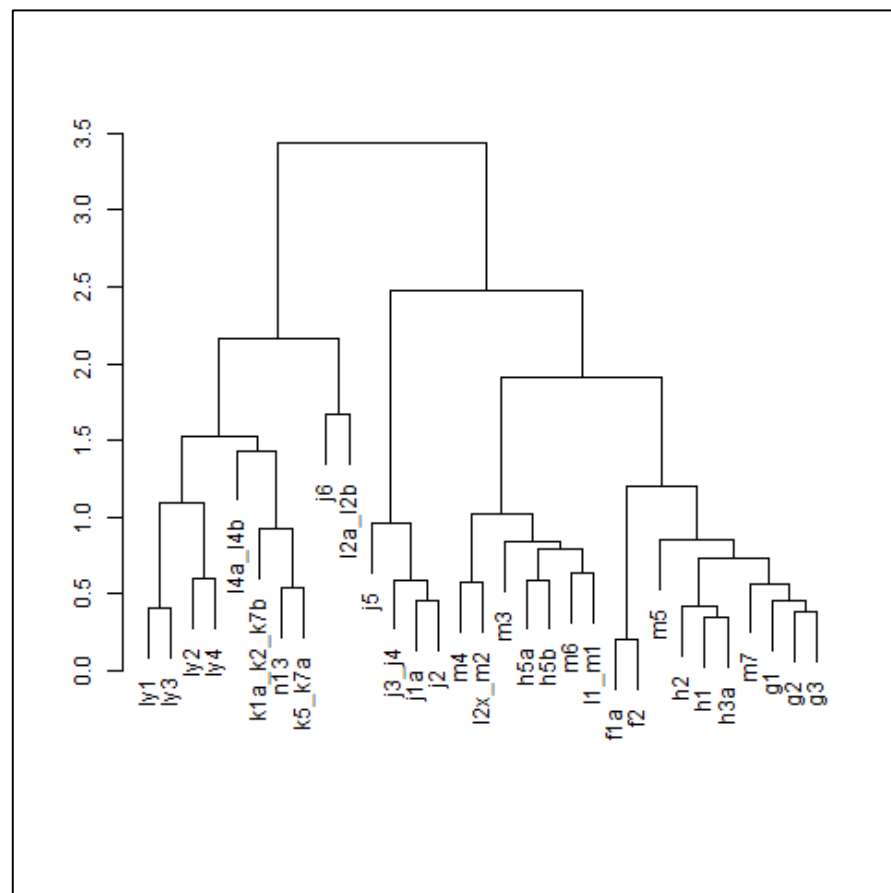
A dísznövények átlagos telepíthetőségeinek (átlagmátrix egyes sorainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram. A taxonok tudományos nevét lásd a 2. táblázatban (5.4.2.1. fejezet)



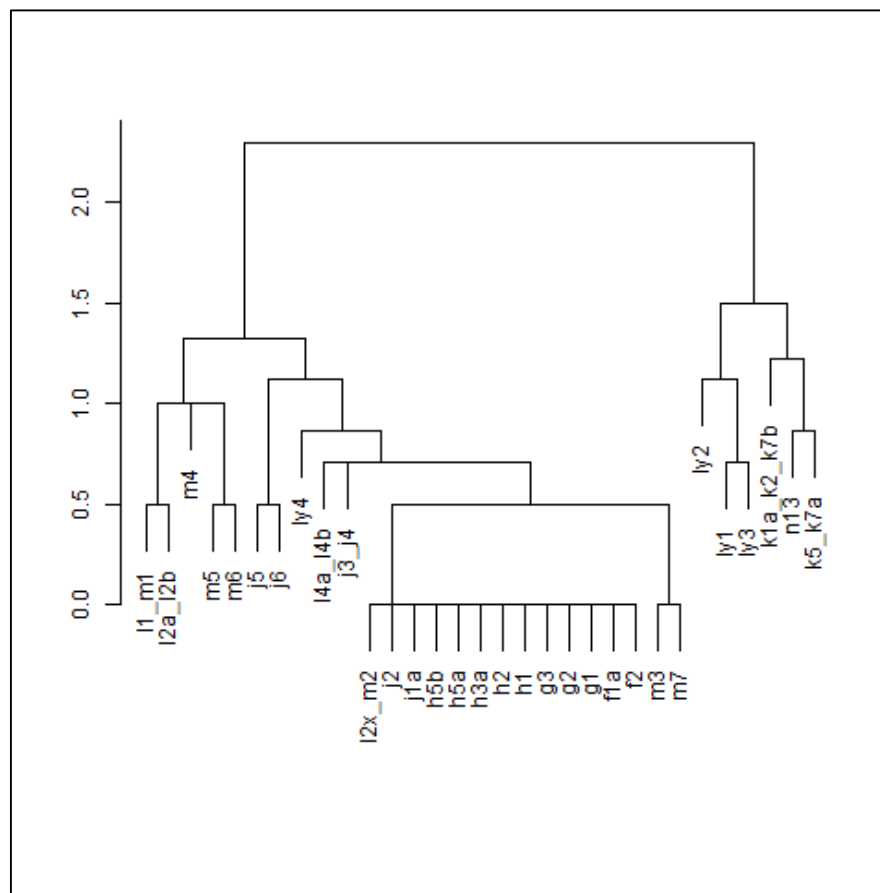
A dísznövények minimális telepíthetőségeinek (minimummátrix egyes sorainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram. A taxonok tudományos nevét lásd a 2. táblázatban (5.4.2.1. fejezet).



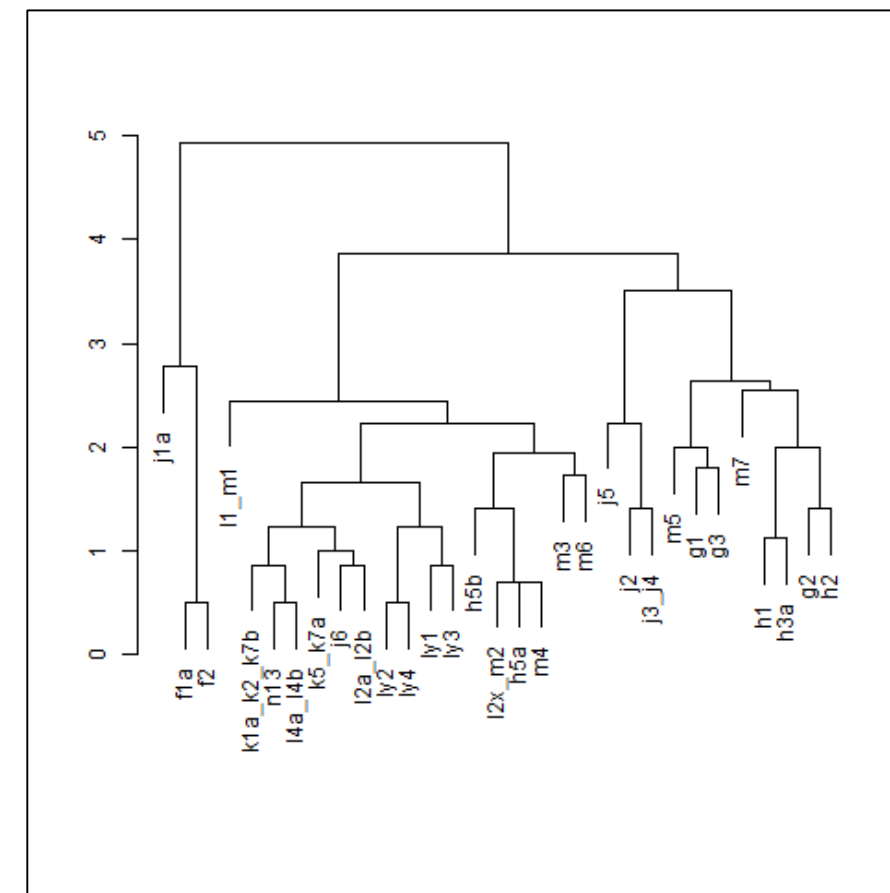
A dísznövények maximális telepíthetőségeinek (maximummátrix egyes sorainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram. A taxonok tudományos nevét lásd a 2. táblázatban (5.4.2.1. fejezet).



Az élőhelyekre adott átlagos telepíthetőségeknek (átlagmátrix egyes oszlopainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.



Az élőhelyekre adott minimális telepíthetőségeknek (minimummátrix egyes oszlopainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.



Az élőhelyekre adott maximális telepíthetőségeknek (maximummátrix egyes oszlopainak) 0,5-től való eltérésén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.

*Eredmények és értékelésük*

igénye; kettejük klaszterének és az előző öt faj csoportjának az átlagmátrix alapján történt klaszterelemzés által sugallt különválása nem körvonalazódik egyértelműen, és a csoportokat a másik két dendrogram sem erősíti meg. A felsorolt hét fajhoz lazábban kapcsolódik a *Populus simonii* és a *Tetradium daniellii*, melyek preferenciája az üde erdők felől a fényben gazdag tölgyesek felé billen. További eltérések az előző fajoktól, hogy a *P. simonii* még néhány fás vizes élőhely potenciális előfordulására is telepíthető, a *T. daniellii* pedig néhány erdő-gyep mozaiknak (M1–M5) megfelelő környezetbe. Ebben a tulajdonságában az előzőek közül csupán a *S. japonicum* hasonlít hozzá.

A fennmaradó dísznövénytaxonok két csoportra választhatók szét. Az első csoportba három melegigényes faj (*Albizia julibrissin*, *Paulownia tomentosa*, *Magnolia grandiflora*), és az utóbbihoz szorosabban kötődő, de alapjában más származású és igényű taxon, az *Acer palmatum* tartozik<sup>97</sup>. E csoport négy tagjáról elmondható, hogy szinte mindenütt csak mérsékelt sikerrel telepíthetők, ez alól csak a *P. tomentosa* jelent kivételt. Ha valahol, akkor inkább az erdőknek megfelelő környezetbe ültethetők. A másik nagy klasztert az *Abies nordmanniana*, *Larix decidua*, *Pinus strobus* és *Thuja plicata* alkotja (és hozzájuk lazán kapcsolódik a *Rhododendron catawbiense*). Érdekes – és talán a páraigényükkel részben összefügg –, hogy mind az öt faj örökzöld, az első négy nyitvatermő. Az *A. nordmanniana*, *L. decidua*, *P. strobus* és *Th. plicata* négyese szinte kizárólag az üde lombdők és a lombelegyes fenyves termőhelyén találja meg a megfelelő környezetet, esetleg a sziklás erdők élőhelye lehet még kedvezőek számukra. A *Th. plicata* – a többitől eltérő módon – az L5 élőhely termőhelyét is kedveli, sőt, azt a leginkább. E négy nyitvatermőt a maximummátrix szerinti klaszterelemzés is közel helyezi egymáshoz, a minimummátrix alapján rajzolt dendrogram pedig a *L. deciduát* és a *Th. plicatát* helyezi egy klaszterbe. A *Rhododendron catawbiense* – a többi, vizsgálatba vont mérsékelt igényű taxonnal ellentétben, pl. *Acer palmatum*, *Acer saccharinum*, *Pinus strobus* – egyértelmű preferenciát mutat a mészsímentes élőhelyek irányába (K7a, K7b, L4a, L4b, N13). Lényegileg máshová nem is igen javasolt a telepítése, hacsak nem üde lombdők termőhelyére. A maximummátrix alapján számított klaszterelemzés inkább a *Fagus sylvatica* és *Sorbus aucuparia* kettőse közelébe sorolja.

18. ábra (8. betétoldal) Az élőhelyekre adott átlagos telepíthetőségeknek (átlagmátrix egyes oszlopainak) 0,5-től való eltéréssén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.

19. ábra (8. betétoldal) Az élőhelyekre adott minimális telepíthetőségeknek (minimummátrix egyes oszlopainak) 0,5-től való eltéréssén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.

20. ábra (8. betétoldal) Az élőhelyekre adott maximális telepíthetőségeknek (maximummátrix egyes oszlopainak) 0,5-től való eltéréssén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.

<sup>97</sup> Várákozásaimmal ellentétben a melegigényes dísznövények nem egy klaszterbe kerültek (illetve csak a minimummátrixon képzett dendrogramon kerültek egy ágra), de ugyanakkor indokoltnak is látom a gyengébb talajon és nagy szárazságban is jól alkalmazható *Cupressus sempervirens* és *Cercis siliquastrum* különválását. A *Tetradium daniellii*-t a gyepeken való telepíthetőség szempontjából a két csoport között helyezkedik el, mely talán részben indokoltá teszi, hogy más klaszterbe került.

### Eredmények és értékelésük

Ha a klaszterelemzést nem az összevont mátrixok sorain, hanem az oszlopain (élőhelyeken) futtatjuk, akkor az eredmény (18., 19. és 20. ábra) megadja, hogy – a vizsgált dísznövények igényei szempontjából, a szakértők szerint – mely élőhelyekre jellemző hasonló termőhely, abiotikus környezet<sup>98</sup>. A következőkben csak az átlagmátrixszal dolgozó dendrogram elemzésére szorítokom.

A sziklás erdők a klaszteranalízis szerint is egy csoportot alkotnak, azon belül az LY1 és LY3, valamint az LY2 és LY4 kerül közelebb egymáshoz. Jellemzően a hűvös, nedves, párás klímát kedvelő dísznövénytaxonok az LY1 és LY3 élőhelyeket kedvelik jobban az átlagmátrix szerint. A sziklás erdők a predikciók szerint is hasonlóan viselkednek a kisebb eltérésektől eltekintve: Magyarország nagy részén előfordulási valószínűségük igen csekély, klímamodelltől és predikciós időszaktól függetlenül. Egy másik klasztert alakítanak az üde lombdők (K1a\_K2\_K7b, K5\_K7a) és az N13, hozzájuk lazán kapcsolódik az L4a\_L4b. A predikciók – az N13 kivételével – megerősítik a hasonlóságot. Egy csoportba került az L2a\_L2b és a J6 élőhely, igaz, kapcsolatuk gyenge. A maradék fás vizes élőhelyek egy klasztert alkotnak, mely csoport a predikciók vonatkozásában igen heterogén.

Az M5 és M7 kivételével minden olyan élőhely, mely az M családhhoz sorolható (L1\_M1, L2x\_M2, M3, M4, M5, M6), a sztyeprétekkal (H5a, H5b) egy klasztert alkot, melyben elkülönül az L2x\_M2 és M4, a H5a és H5b, valamint az L1\_M1 és M6 párosa. A csoport a predikciók szempontjából igen heterogén, a sztyepréteket a becslések inkább az M4-hez és az M5-höz hasonlónak sejtetik. A szűkítések után megmaradt két szikes élőhely (F1a és F2) erős csoportot alkot. Predikcióik inkább csak a referencia-időszakra adnak hasonló eredményt.

A fennmaradó élőhelyeket (jórészt szárazgyepeket) két csoportba rendezi a klaszteranalízis, melyekhez lazábban kapcsolódik az M5, mely az átlagmátrix szerint is kissé elüt az M család többi tagjától, és a gyepekkel mutat hasonlóságot. E szárazgyepek a dísznövények telepíthetősége szempontjából egyértelmű csoportot formálnak. Az egyik klaszterbe a zárt szárazgyepek megmaradt tagjai (H1, H2 és H3a), a másikba pedig a nyílt szárazgyepek (G1, G2 és G3), valamint a szintén nagyon gyenge talajjal jellemezhető M7 tartozik. A rájuk vonatkozó predikciók igen változatosak, de jórészt megegyeznek abban, hogy az éghajlatváltozás hatása vagy kedvező, vagy semleges számukra.

### 6.3.2. Dísznövények potenciális telepíthetőségi területe

A vizsgált dísznövénytaxonok potenciális telepíthetőségi térképeit és a telepíthetőségterület-előrejelzéshez kapcsolódó egyéb térképes eredményeket mellékletekként mutatom be (7. táblázat).

7. táblázat. A dísznövények telepíthetőségterület-modellezéséből származó térképes eredmények átnézeti táblázata

	mátrixátlag alapján	ensemble alapján
meghatározó élőhely	példaként lásd: 22. ábra	nem értelmezhető
telepíthetőségi valószínűség	példaként lásd: 21. ábra	9.12. melléklet
telepíthetőség bizonytalansága	nem értelmezhető	9.13. melléklet

<sup>98</sup> Érdemesnek tartom ezt összevetni az élőhelyek jellemzőivel (lásd a 6.4.2.1. fejezetben) és a 6.2.2. fejezetben írtakkal (azon belül is elsősorban a 6. táblázattal).



*Eredmények és értékelésük*

A következőkben ismertetem a dísznövények referencia-időszakra és jövőbeli predikciós időszakokra készült telepíthetőségterület-predikcióit, egyaránt támaszkodva a modellegyüttes átlagára, és az átlagmátrix alapján készített potenciális telepíthetőségi térképekre<sup>99</sup>. Az átlagmátrix korábban ismertetett klaszteranalízise szerint rendezem az eredmények bemutatását.

A *Cercis siliquastrum* és *Cupressus sempervirens* fajok telepíthetősége határozottan kedvezően fog alakulni a jövőben, főként, ha hozzávesszük, hogy a referencia-időszakra a modellek láthatóan alábecsülnek<sup>100</sup>. Az átlagmátrixszal készített modell is igen hasonló eredményt mutat mind az öt klímacél vonatkozásában, de az ensemble-lel ellentétben nem ad kimagaslóan optimista becsléseket (21. ábra). A *C. sempervirens*re készült modellegyüttes átlaga a *C. siliquastrum*éhoz igen hasonló, a kedvező területeken azonban hajlamos optimistább becslést hozni. Az átlagmátrixszal készített modellek a két faj esetén lényegileg megegyeznek.

21. ábra (következő oldal) A *Cercis siliquastrum* potenciális telepíthetősége a szakértői élőhely-dísznövény mátrixok átlaga alapján

Az egy klasztert alkotó *Crataegus × lavalleyi*, *Juniperus virginiana* és *Pyrus calleryana* fajok modellegyüttese is igen hasonló átlagokat adnak, és e becslések az előző két fajra készült eredményekre is emlékeztetnek némiképp<sup>101</sup>. Az átlagmátrixszal képzett modell mindhárom faj esetén hasonló területi eloszlásban, de gyengébb telepíthetőséget jósol, mint az ensemble. Megállapíthatjuk, hogy a klaszterhez tartozó fajokat az éghajlatváltozás kedvezően érinti majd az eredmények szerint. Hozzájuk igen hasonló, de kimondottan optimista becslést kaptam az *Ulmus pumila* var. *arborea*ra, amely az Aladin szerint a század végére lényegileg egész Magyarországon nagy valószínűséggel telepíthető lesz, és ettől a véleményemtől a RegCM is csak Zala megyében tér el érdemben. Az átlagmátrix alapján képzett becslés általában pesszimistább, de a faj jövőbeli telepíthetősége e modell szerint is határozottan kedvezően fog alakulni.

A *Salix alba* és *Taxodium distichum* fajok modelljei az előzőektől teljesen eltérő eredményt mutatnak, a közös pont csupán az, hogy a RegCM Közép-Magyarországot jelzi kedvezőnek a 2021–2050-es időszakra, és a század végére a fajok telepíthetőségének növekedését valószínűsíti. A két faj eredménytérképe – minden klímacél esetén – döntően megegyezik<sup>102</sup>. Az átlagmátrix szerinti

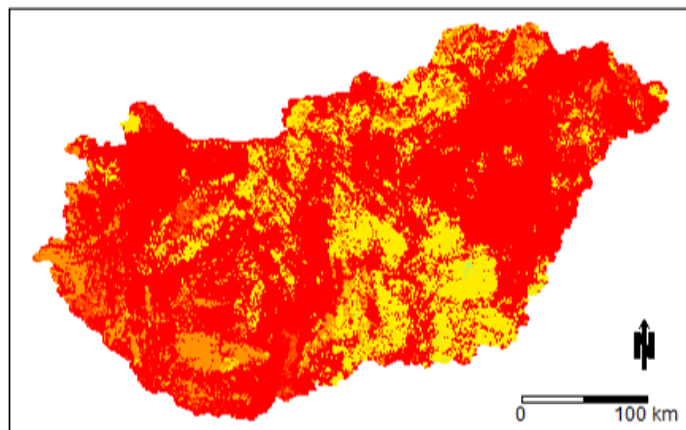
<sup>99</sup> Minden esetben a nagyobb valószínűségű (értsd: kb. 0,5-nél nagyobb) telepíthetőségekre helyezem a hangsúlyt, az alacsony becslült értékek közötti különbség meglátásom szerint a kutatásom szempontjából nem releváns (részletes indoklását lásd a 6.4.2.2. fejezetben).

<sup>100</sup> Mindkét faj telepítésére eleinte elsősorban a Duna–Tisza-köze és a középhegységek tűnnek többé-kevésbé (de inkább kevésbé) alkalmasnak, majd az ország mind nagyobb része válik számukra mind jobban kedvezővé. Az Aladin optimistább a RegCM-nél. A távolabbi jövőbeli időszakra mindkét klímamodell megegyezik abban, hogy a *C. siliquastrum* Magyarországon alacsonyabban fekvő területein jó eséllyel telepíthető lesz, érdekes módon azonban a középhegységeket a RegCM kedvezőtlennek, az Aladin pedig még a többi területnél is kedvezőbbnek jelzi az ensemblemodell esetén.

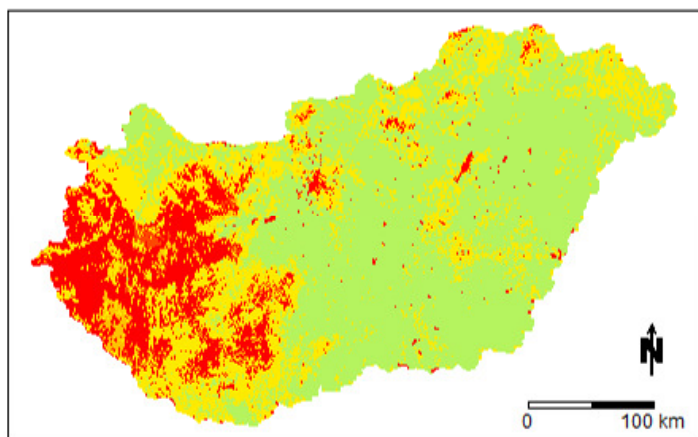
<sup>101</sup> A referencia-időszakban elsősorban a hegységekben javasolt a telepítésük, majd a közelebbi predikciós időszakban Közép-Magyarország, továbbá az Aladin szerint még a Kisalföld és Kelet-Magyarország is kedvezővé válik. 2071–2100-ra jórészt az egész országban telepíthetőek lesznek, a – RegCM szerint – Zala kivételével. Elsősorban a *P. calleryana* és másodsorban a *J. virginiana* becslései optimisták, a *C. × lavalleyi* pesszimistább a többinél.

<sup>102</sup> A referencia-időszakban a folyóvizek közelében és a Belső-Somogyban jelzi a modell a telepíthetőséget. A folyóvizek preferenciája a jövőben is megmarad, sőt, erősödik, de emellett az Aladin szerint a Kisalföld, a Velencei-tó környéke, Somogy és a Duna–Tisza-köze, míg a RegCM szerint a tágas értelmezett Közép-Magyarország és a Kisalföld válik kedvezővé a közelebbi predikciós időszakra, a távolabbi pedig az ország nagy részén telepíthetőek lesznek e fajok. Érdekes módon az Aladin ekkor is mutatja a folyóvízhez kötöttséget, és északkeleten kisebb területeket kedvezőtlennek jelöl, míg a RegCM jobban elszakad a vízrajztól, és – jórészt alacsonyabb valószínűséggel ugyan, de – a teljes országot kedvezőnek mutatja.

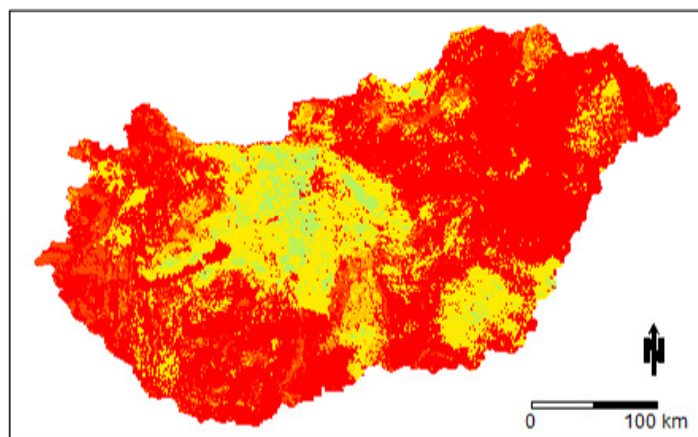
***Cercis siliquastrum***  
1977-2006



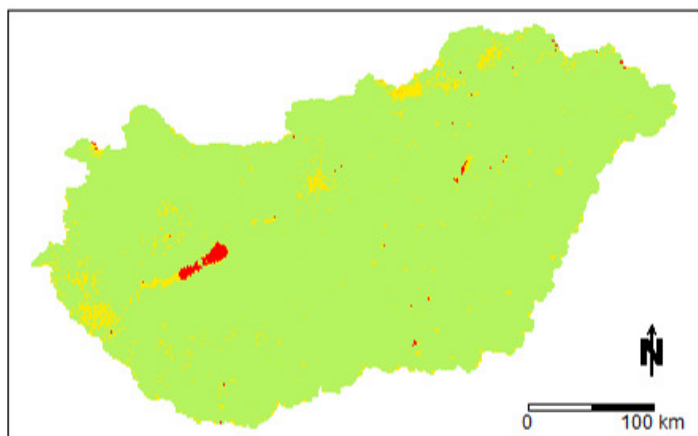
**Aladin 2021-2050**



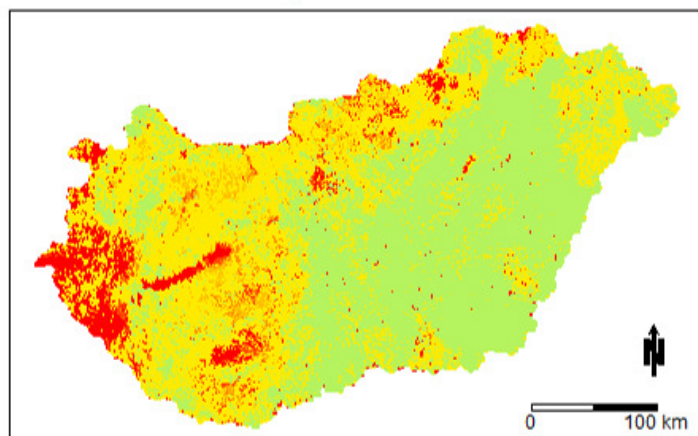
**RegCM 2021-2050**



**Aladin 2071-2100**



**RegCM 2071-2100**



*Eredmények és értékelésük*

telepíthetőség – a korábban bemutatott taxonoknál megfigyelthez hasonló módon – az ensemble-becsléshez hasonló, csak pesszimistább.

A *Fagus sylvatica* és *Sorbus aucuparia* fajok telepíthetősége az ország nagy részén teljesen kedvezőtlenről kissé kedvezőtlenre növekszik, ugyanakkor a ténylegesen telepítésre alkalmas területek a referencia-időszakra jelzett középhegységi nagyobb foltokról a század végére mindkét klímamodell szerint visszahúzódnak, és csak pontszerű – továbbra is a magasabb térszínhez kötődő –, telepítésre alkalmas területeket találunk<sup>103</sup>. Az átlagmátrix és a modellegyüttes használata ugyanazokhoz a telepíthetőségi becslésekhez vezet.

Az *Acer pseudoplatanus* és *Tilia platyphyllos* nem csak a klaszteranalízis szerint áll közel az előző két fajhoz, hanem a potenciális telepíthetőségi területek is mutatnak némi hasonlóságot<sup>104</sup>. E fajok számára – az előző *F. sylvaticával* és *S. aucupariával* ellentétben – az éghajlatváltozás nem lesz egyértelműen kedvezőtlen, hiszen a század végén szórványosan, főként a Dunántúlon telepítésük többé-kevésbé elképzelhető lesz a modellek szerint. Az ensemble-becslés és az átlagmátrix szerinti modelleredmény megegyezik.

A *Fraxinus excelsiorra* vonatkozó becslés annyiban elüt a klaszterelemzés szerint hozzá közel álló fajokétól, optimizmus a *T. platyphyllosra* és *A. pseudoplatanusra* készült telepíthetőségi becslésnél is nagyobb<sup>105</sup>. Az átlagmátrix szerinti becslés – azon túl, hogy a közelebbi predikciós időszakban pesszimistább – alapvető eltérést mutat a modellegyüttes átlagától, hiszen a távolabbi időszakra a hegységek jelentőségét jóval kisebbnek, a folyóvizek jelentőségét pedig alapvetően meghatározónak mutatja, és az eddig megszokottól eltérően optimistább az ensemble-nél.

Az *Aesculus hippocastanumra* és *Prunus serrulatára* vonatkozó predikció hasonló, de utóbbi következetesen optimistább. Az éghajlatváltozás hatása nem egyértelmű e fajok esetén, bár országos viszonylatban inkább kedvezőnek tűnik<sup>106</sup>. Az *Ae. hippocastanumra* vonatkozó két modellezési megközelítés azonos eredményt ad, a *P. serrulata* esetén viszont az átlagmátrix szerinti modell pesszimistább.

A *Ginkgo biloba*, *Acer saccharinum* és *Picea pungens* klasztere nem mutat teljes egyezést a potenciális telepíthetőségi területekre vonatkozó predikciókat illetően<sup>107</sup>. A legpesszimistább *P. pungens* és a legoptimistább *A. saccharinum* között helyezkedik el a *G. biloba* az ensemble-modell szerint, ugyanakkor az átlagmátrixszal képzett becslés már az utóbbi fajt hozza ki legoptimistábbnak.

A × *Hesperotropsis leylandii* és a *Styphnolobium japonicum* telepíthetőségének becslése – a klaszteranalízis szerinti hasonlóságuk ellenére – jócskán különbözik mindkét modellezési

<sup>103</sup> A RegCM a közelebbi predikciós időszakra még viszonylag optimista becslést ad. Az Aladin szerint e két faj a folyóvizek közelében nagyobb eséllyel lesz telepíthető a jövőben.

<sup>104</sup> A referencia-időszakban a magasabb térszín alkalmasak a telepítésre, és a RegCM 2021–2050-re is hasonló mintázatot jelez. Az Aladin becslése szerint a folyóvizek közelében esélyesebb a telepítés.

<sup>105</sup> A referencia-időszakra vonatkozó térkép kivételével (mely valóban az előző négy fajra hasonlít) az eredmény inkább a *Salix alba* és *Taxodium distichum* telepíthetőségét idézi, igaz, sokkal pesszimistább módon. A *F. excelsior* vízparton és a középhegységekben lesz nagy biztonsággal telepíthető, de az ország nagy része is jellemzően kedvez majd a telepítésnek a jövőben.

<sup>106</sup> A folyóvizek közelében egyértelműen biztosabb a telepítésük a jövőre vonatkozó modelleredmények szerint; a két modell közül az Aladin pesszimistább.

<sup>107</sup> Bár mindhárom faj esetén visszaköszönnek a korábban már többször bemutatott területi struktúrák (referencia-időszakban a hegységek kedvezőek, később Közép-Magyarország, majd még a Dunántúl és a folyóvizekhez közeli területek válnak telepítésre érdemessé), egyértelmű sorrendiség állítható fel közöttük.

### Eredmények és értékelésük

megközelítés esetén. Az ensemble esetén a  $\times$  *H. leylandii* telepíthetőségét becsülik a modellek biztosabbra a 2071–2100-as időszakra, míg az átlagmátrix szerint kevésbé egyértelmű a helyzet: bár országos átlagban a  $\times$  *H. leylandii*-nak kedvezőbb a környezet, a *S. japonicum* telepíthetősége Észak- és Közép-Magyarországon biztosabb.

A *Populus simonii* telepíthetősége nagyban hasonlít a *Fraxinus excelsior*-ra, legfontosabb különbség, hogy 2021 és 2050 között az Aladin optimistább (főként az Alföldön), míg a RegCM a hegységekben inkább pesszimistább<sup>108</sup>. A *P. simonii* számára az éghajlatváltozás inkább kedvezni fog, bár az átlagmátrix szerinti modell optimizmusa jelentősen kisebb az ensemble-megközelítésénél.

A *Tetradium daniellii* modellje – az előző fajéhoz, illetve előzetes várakozásaimhoz képest<sup>109</sup> – nem túl optimista<sup>110</sup>. Az átlagmátrix szerinti modellek még pesszimistábbak, jószerivel az egész országra közepes telepíthetőséget jeleznek a jövőben, igaz, ez is meghaladja a referencia-időszakra becsült értékeket. Az *Acer palmatum* és *Magnolia grandiflora* modelljei minden klímacélra pesszimista eredményt adnak, és bár országos átlagban a telepíthetőség növekedését jelzik, valójában a becslések nem buzdítanak e két faj telepítésére. A *M. grandiflorára* készült predikciók homogénebbek, míg az *A. palmatum* esetén nagyobb különbségek rajzolódnak ki az egyes területek között. Az átlagmátrixon alapuló megközelítéssel hasonló eredményt kapunk, csak némiképp pesszimistábbat.

Érdekes módon az egy klaszterbe tartozó *Albizia julibrissin* és *Paulownia tomentosa* modelljei közül az *A. julibrissin*-é a pesszimistább, mely előzetes várakozásaimmal ellentétes<sup>111,112</sup>. Az átlagmátrix alapján képzett becslés az *A. julibrissin* esetén lényegileg az ensemble-becslés pesszimistább verziója, de a *P. tomentosánál* a két modellezési megközelítés között nem látunk túlzott különbséget.

A bemutatásból mindeddig kimaradt négy nyitvatermő – *Pinus strobus*, *Larix decidua*, *Abies nordmanniana* és *Thuja plicata* – predikciója viszonylag pesszimista. A *L. decidua* modellje lényegileg megegyezik a *F. sylvaticáéval*, annál árnyalatnyival pesszimistább. Ez elmondható a *P. strobus*-ra is, annak telepíthetőségi becslése azonban méginkább megkérdőjelezi a faj jövőbeli alkalmazhatóságát<sup>113</sup>. E két fajnál némiképp kisebb pesszimizmusról tesz tanúbizonyságot az *A. nordmanniana*, és főként a *Th. plicata* modellje. A négy faj közti különbség az átlagmátrix szerinti modellek esetén kevésbé kiélezett.

A *Rhododendron catawbiense* telepítésére – mind az ensemble-megközelítés, mint az átlagmátrix alapján képzett modell szerint – Magyarország nagy része alkalmatlan volt a referencia-időszakban,

<sup>108</sup> A 2071–2100-as időszakra mindkét modell optimistább, mely legszembeötlőbb módon a Dunántúlon nyilvánul meg. A *F. excelsior*-hoz hasonlóan a *P. simonii* is a folyók közelében biztosabban telepíthető mind a négy jövőbeli klímacél esetén.

<sup>109</sup> Vö.: 6.4.2.3. fejezet.

<sup>110</sup> Telepíthetőségét a 2071–2100-ra vonatkozó Aladin-becslés mutatja legkedvezőbbnek – elsősorban a hegységekben-domságokban, a Duna–Tisza-közén és a Nyírségben. A RegCM inkább az Alföldet jelzi telepítésre megfelelőnek.

<sup>111</sup> Vö.: 6.4.2.3. fejezet.

<sup>112</sup> A két faj telepíthetősége ezen túl nagyrészt megegyezik, az Aladin RegCM-hez képesti, 2071–2100 között mutatott optimizmusa a *P. tomentosa* esetén a legmarkánsabb.

<sup>113</sup> A *L. decidua* telepíthetőségét a RegCM a középhegységekben még 2021–2050 között viszonylag optimistán becsli, és a *P. strobus* is inkább a hegyekben lesz a RegCM szerint a közelebbi, valamint az Aladin szerint a távolabbi időszakban többé-kevésbé telepíthető.

és az is marad a jövőben<sup>114</sup>. Az éghajlatváltozás várhatóan nem fogja kedvező irányban befolyásolni a *Rh. catawbiense* telepíthetőségét.

A modellegyüttesek bizonytalansági térképeinek (9.13. melléklet) részletes bemutatásától eltekintek, alább csak ezen eredményekkel kapcsolatos legfontosabb, általános jellegű megállapításokat teszem, és az azoktól való jelentősebb eltéréseket mutatom be. A becsült telepíthetőség növekedése általában együtt jár a bizonytalanság (standard hiba) emelkedésével, bár ez nem teljesen törvényszerű. Ezzel ellentétes, hogy a telepíthetőségi valószínűségek magas, 1-hez közeli értéke szintén alacsony bizonytalansággal jár együtt<sup>115</sup>.

Az elmondott összefüggések csak nagy általánosságban igazak, attól természetesen sok esetben eltérnek a bizonytalanságbecslések. Egyes esetekben (pl. *Acer pseudoplatanus*, 2021–2050) a közepesen kedvező és nagyon kedvező területek bizonytalansága megegyezik. Arra is találunk példát, hogy a kedvező és kedvezőtlen területek bizonytalansága egységesen alacsony (pl. *Fagus sylvatica*, RegCM, 2021–2050, Őrség). Ritkán, de előfordul, hogy kimagaslóan kedvező területeknek nagy a bizonytalansága, mint ahogy a *Populus simonii* RegCM szerinti 2071–2100-as becslése a 0,8–0,9 telepíthetőségi valószínűséghez 0,12–0,13 standard hibát társít.

Néhány esetben jól megfigyelhető módon különbség mutatkozik a telepítésre hasonlóan kedvező területek becslési bizonytalansága között földrajzi értelemben (például a *Cercis siliquastrum* 2071–2100-as predikcióinak bizonytalansága az Alföldön nagyobb, mint a Dunántúlon), domborzati értelemben (például az *Ulmus pumila* var. *arborea* 2071–2100-ban kiemelkedően magas telepíthetőségi valószínűségi területei közül az Aladin a hegységekre kisebb bizonytalanságot jelez, mint az alföldekre), vagy éppen a klímacélok szerint (például a *Crataegus* × *lavalleei* hegységekbe jelzett 0,6–0,7 telepíthetőségi valószínűségű pontjainak bizonytalansága a referencia-időszakban és 2021–2050 között alacsony (0,06–0,07), míg 2071–2100 között ennek duplája (0,12–0,13)).

Bizonyos esetekben – talán részben a térképek színskálájának önkényesen megválasztott beosztása miatt – a bizonytalanság a telepíthetőségi valószínűségi struktúráktól független mintázatot mutat, mely az eredményeket árnyalja<sup>116</sup>.

A következőkben röviden összefoglalom a modellek számára meghatározó élőhelyek térképei alapján levonható következtetéseket (példaként lásd: 22. ábra). Általánosságban elmondható, hogy a legnagyobb változatosságot a referencia-időszakra készült predikciókban felhasznált élőhelyek adják, és időben előre haladva mind kevesebb élőhely határozza meg a telepíthetőségi becsléseket. A 2021–2050-es időszakban a RegCM még viszonylag bőségesen választ a felhasználható élőhelyekből, az Aladin már ebben a predikciós időszakban is meglehetősen homogén. Így nem csoda, hogy maguk a telepíthetőségi becslések is igen egységesek a 2071–2100-as időszakban.

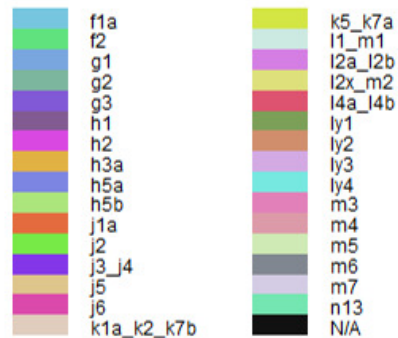
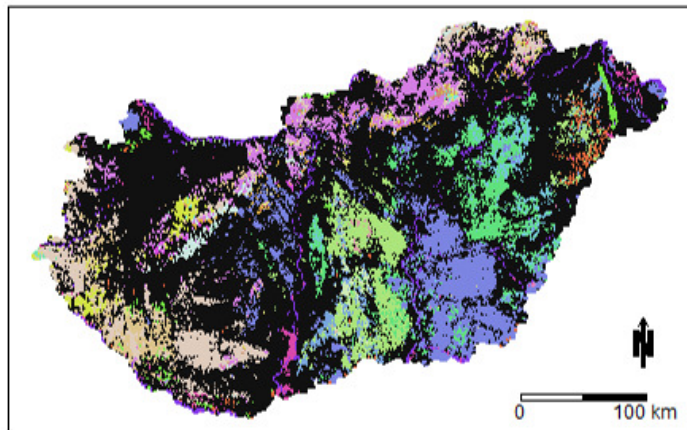
22. ábra. (következő oldalon) A *Crataegus* × *lavalleei* potenciális telepíthetőségét meghatározó élőhelyek

<sup>114</sup> Némileg kedvezőek a középhegységek, de ezeken is csak közepes valószínűséggel telepíthető a faj némely klímacél esetén.

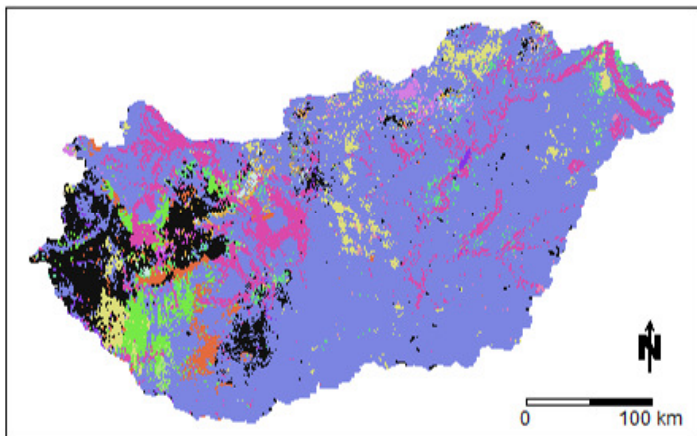
<sup>115</sup> A probléma magyarázatát és esetleges kezelési módját a 6.4.2.3. fejezetben tekintem át.

<sup>116</sup> Jó példa erre a *Larix decidua* RegCM szerinti 2021–2050-es becslése, ahol a bizonytalanság-térképen Közép-Magyarországon olyan struktúra rajzolódik ki, amelyet a telepíthetőségi térképen nem lehet tetten érni, más taxonok telepíthetőségénél azonban igen. Hasonlóképpen kiemelhetjük a × *Hesperotropis leylandii* Aladin szerinti 2071–2100-as becslését: ezen az alföldi nagy, homogén, kedvező telepíthetőségi területen belül a Duna–Tisza-közén kisebb a bizonytalanság, mint a terület többi részén.

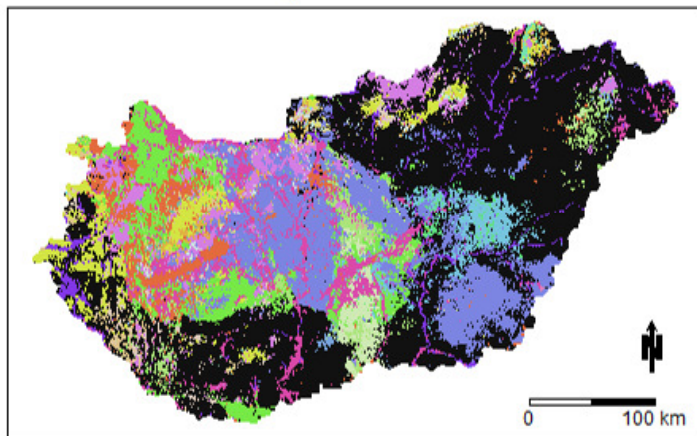
**Crataegus × lavalleei**  
1977-2006



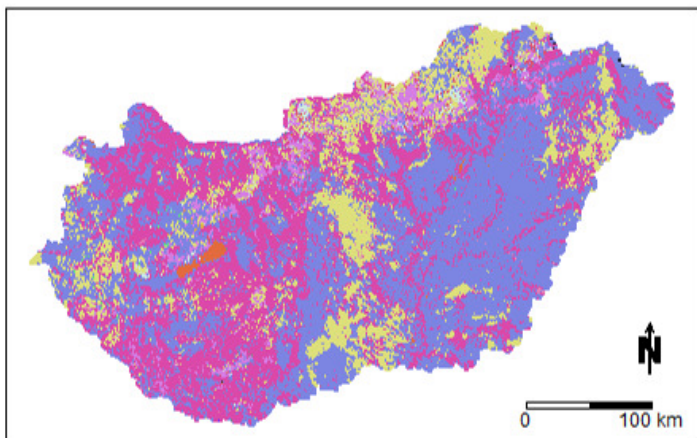
**Aladin 2021-2050**



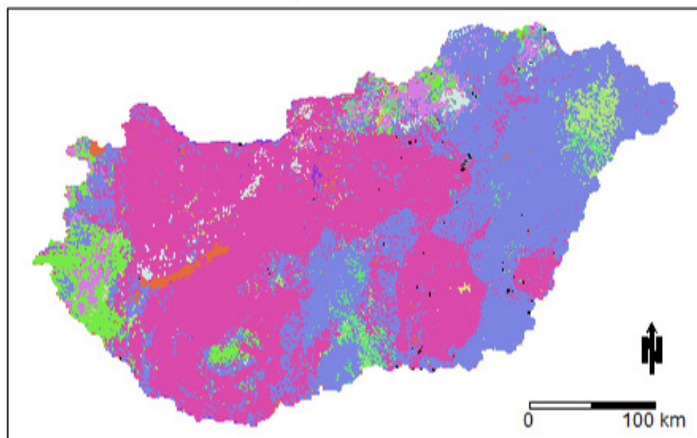
**RegCM 2021-2050**



**Aladin 2071-2100**



**RegCM 2071-2100**



Azon kevés számú élőhely közül, amelyeket a modellek gyakran választottak, kiemelkedik a H5a, mely országszerte meghatározó, és a J6, amely a Dunántúlon és a folyók közelében fejt ki nagy hatást a telepíthetőségi becslésekre. Megemlíthetjük még a – ritkábban választott – J1a, J2, L2x\_M2, K5\_K7a és H3a élőhelyeket, melyek közül utóbbi kettő a hegységekben válik fontossá, míg a J1a és J2 főként a Dunántúlon dominál.

## 6.4. Új tudományos eredmények értékelése<sup>117</sup>

### 6.4.1. Élőhelymodellezés eredményeinek értékelése

#### 6.4.1.1. Élőhelymodellek értékelése

Az élőhelymodellek – négyféleképpen számított – AUC-értékeinek sorrendje általában a várakozásaimnak megfelelt, hiszen a tanító adatsort a modellek jobban ismerik, mint a kiértékelő adatsort, a teljes adatsor pedig e kettő ötvözete, így az azon számított AUC logikus módon a kettő AUC-je közé esik (vö.: Vallecillo és mtsai. 2009, Cevenini és Barbini 2010). Az eredeti kiértékelő adatsoron képzett AUC-k érthető módon magasabbak a javított adatsoron számítottnál (Hijmans 2012), hiszen utóbbi jóval kisebb mintaelemszámú, és éppen azokat a pontokat tartalmazza, melyek a jelenlét-hiány határhoz közel helyezkednek el, következésképp nehezen modellezhetők<sup>118</sup>. A térbeli rendezési hiba csökkentésével egyben a modellek összevethetősége is javult, hiszen a prevalenciát rögzítettem a konstans 0.25 értékhez (Hanspach és mtsai. 2011).

Az élőhelymodellek döntő többségének AUC-értéke kimagasló (Swets 1988). Ezért megállapítom, hogy a felépített modellek igen megbízhatóak, független kiértékelő adatsoron számított modelljósági mérőszámaik szerint kellő biztonsággal képesek a tanítás során meg nem ismert földrajzi pontokban, következésképp a 25 prediktor által kifeszített 25-dimenziós hipertér bizonyos meg nem ismert pontjaiban predikciót adni az adott élőhely potenciális előfordulási valószínűségéről<sup>119</sup>.

Az összevont J3\_J4 és L4a\_L4b élőhelyek AUC-értékei meghaladják az őket alkotó élőhelyek modelljósági értékét, amely alátámasztja, hogy esetükben az élőhelyösszevonás indokolt kutatói döntés volt<sup>120</sup>. A K5\_K7a, L1\_M1 és L2x\_M2 modellje ebből a szempontból határesetet képvisel, az AUC-értékek alapján sem megtámasztani, sem elvetni nemigen lehet az összevonást. A

<sup>117</sup> A következőkben a 6.2. és 6.3. fejezetekben írt eredményeket értékelem. A környezeti adatok és az élőhelymodellezés előkészítésének (6.1. fejezet) diszkutálását lásd a 9.4., 9.5. és 9.6. mellékletekben.

<sup>118</sup> Hasonló megfigyelésről számolnak be VanDerWal és mtsai. (2009); vö. továbbá Termansen és mtsai. (2006), Hernandez és mtsai. (2006), Wisz és mtsai. (2008), valamint Mitchell és mtsai. (2016) munkájával.

<sup>119</sup> Fontos szem előtt tartani ugyanakkor, hogy a környezeti változók által kifeszített hipertérben az extrapoláció mindig nagyobb bizonytalansággal terhelt, mint az interpoláció (Beale és Lennon 2012, Engler és Rödder 2012, Dormann és mtsai. 2013), ellentétben a földrajzi értelemben vett extrapoláció esetével, és referencia-időszakból nyert, a tanító adatsorhoz hasonló környezeti állapottal jellemezhető kiértékelő adatsorra tökéletes (értsd: AUC = 1) becslést adó modell sem feltétlenül tud a megtanult hipertesten túl jól extrapolálni (Zurell és mtsai. 2012, Dormann és mtsai. 2013, Bell és Schlaepfer 2016). Következésképpen, bár az igen magas AUC-értékek biztosítják, hogy a lehetőségekhez képest a környezet-élőhely kapcsolatot jól megragadó, megbízható modellek épültek, nem bizonyított, hogy a tanításkor megismerttől alapvetően elérő környezeti állapotban (pl. predikció a jövőbeli időszakokra) az előrejelzések megbízhatóak lesznek (Austin 2007, Dormann és mtsai. 2013). Ezt a modellezéssel járó közismert problémát áthidalni nem lehet (de vö. pl. Elith és Leathwick (2009), valamint Stohlgren és mtsai. (2011) javaslataival), kommunikálni viszont kutatói kötelességem.

<sup>120</sup> Vö. a következő fejezetben írtakkal.

*Eredmények és értékelésük*

K1a\_K2\_K7b, valamint az L2a\_L2b modelljének gyenge AUC-értéke viszont megkérdőjelezi a három gyertyános-tölgyes, valamint a két cseres-tölgyes élőhely összevonásának létjogosultságát. Két szempontot azonban mindenképpen mérlegelni szükséges, mielőtt elhamarkodottan elvetjük a K1a\_K2\_K7b és L2a\_L2b élőhelykomplexeket:

- a térképes eredmények szemrevételezése és ökológiai interpretálhatóságának vizsgálata<sup>121</sup> nélkül, pusztán az AUC-re támaszkodva nem hozhatunk megfontolt ítéletet;
- a kompaktabb elterjedésű élőhelyek esetén az AUC – prevalenciafüggetlensége (Manel és mtsai. 2001) ellenére – természeténél fogva magasabb (Termansen és mtsai.2006, Franklin 2009), így az összevont – kiterjedtebb areájú – élőhely modellje gyakran gyengébb AUC-t eredményez.

A térbeli rendezési hiba eredeti nagysága, és így közvetetten a javításának lehetséges mértéke – matematikailag indokolható módon – fordított összefüggést mutat az élőhely elterjedésének országos léptékben értelmezett kompaktságával (illetve periférikus helyzetével – pl. N13), így durva közelítéssel az élőhely prevalenciájával is. Érthető ezért például, hogy a sok helyütt előforduló B1a és B1b tanító adatsorának térbeli rendezési hibáját miért tudta az algoritmus viszonylag kevésbé javítani, és miért sikerült jelentős javulást elérnie a G3, H1, LY1, LY2 és M7 esetén<sup>122</sup>. A két kiértékelő adatsoron számított AUC különbsége gyakran összefüggést mutatott a térbeli rendezési hiba csökkenésének mértékével, de akadtak kivételek is (a vártnál jelentősebb csökkenés: B1b, J6, L2b, L2x, L2x\_M2, M2, M4, M5; a vártnál kisebb csökkenés: B4, K7a, LY1, LY2, M7). Utóbbi élőhelyek modellje nem érzékeny a térbeli rendezési hibára, vagyis a kiértékelő pontok elhelyezkedésétől függetlenül képes – akár jól, akár rosszul, de kiszámítható biztonsággal – becslést adni. Előbbi élőhelyek modellje viszont feltűnően érzékeny a térbeli rendezési hibára, amely azt jelenti, hogy – függetlenül az AUC-k nagyságától – az eredeti adatsorral történő kiértékelés a modelltől túlzóan optimista képet vázol, hiszen a modell a tanító pontokhoz közel nehezebben becsül, mint azoktól távol.

A modellek prediktorválasztása jórészt az előzetes várakozásoknak megfelel és/vagy ökológiai szempontból jól interpretálható. A legnehezebben azt tartom indokolhatónak, hogy minden élőhelymodell kivétel nélkül elhagyta a talajkémhatást jellemző logikai változókat<sup>123</sup>, melyek nagy valószínűséggel fontos környezeti jellemzők. A várakozással ellentétes eredményt a többi prediktorétól eltérő, kisebb tematikus felbontású (folytonos helyett kételemű), ezért kevesebb prediktív erővel bíró változótypussal magyarázom, azonban a jelenség okának pontos felderítéséhez alaposabb elemzések lennének szükségesek. Mivel az öt logikai változó kivételével minden prediktorra igaz, hogy legalább egy élőhely számára döntő fontossággal bír, ezért megerősítve látom, hogy a végső prediktorösszeállítás releváns változókat tartalmazott, így a kutatási céloknak megfelelt. A szakirodalom nem nyilatkozik egyértelműen a prediktorok optimális számáról (Beaumont és mtsai. 2005, Franklin 2009, Bucklin és mtsai. 2014, Barbet-Massin és Jetz 2014,

<sup>121</sup> Lásd a következő fejezetben.

<sup>122</sup> Fontos azonban hangsúlyozni, hogy a tényleges javulás a legkritikább esetben (B4, G3, H1, L4b, M6, M7) éri el a lehetséges javulást, amelyért leginkább a kevés számú és térben az algoritmus számára nem megfelelő módon elhelyezkedő adatpontot tehetjük felelőssé (a szűkített, 87 830 pontot tartalmazó adatbázis fele állt rendelkezésre a megfelelő kiértékelő adatpontok kiválasztásához).

<sup>123</sup> Szűkített prediktorcsomagon felépített modellekkel történt utólagos tesztelés rávilágított, hogy az anomália oka nem technikai jellegű - a modell képes kiválasztani ezeket a változókat, ha kellően fontosnak ítéli őket.



*Eredmények és értékelésük*

Petitpierre és mtsai. 2016), ezért és mivel a kiválasztott háttérváltozók többségében ökológiai szempontból jól interpretálhatóak, a modellek változószelekcióját elfogadtam.

Az éghajlati változók relatív nagy jelentősége jól összecseng Bucklin és mtsai. (2014) megállapításaival, akik a nem klimatikus háttérváltozók prediktív ökológiai modellekből történő elhagyása mellett érvelnek. Utóbbi javaslatukat azonban eredményeim nem támasztják alá, melynek oka valószínűleg a vizsgálatok eltérő tárgya (élőhelyek vs. gerinces állatfajok). Bölöni és mtsai. (2011), valamint Czóbel és mtsai. (2007) élőhelyjellemzéseit figyelembe véve a modellek prediktorválasztása kapcsán a következő megállapításokat tehetjük. A vízparti élőhelyek d\_folyo változóhoz kötődése könnyen indokolható, különösen a J3\_J4 és J6 esetén, és a hegy- és dombvidékek patak völgyeiben kialakuló J5 modellje logikus módon nem a d\_folyo, hanem a d\_patak és d\_csatorna változókat találta fontosnak. A morotvákhoz és lefolyástalan területekhez kötődő J1a szintén a várakozásoknak megfelelően a d\_folyo mellett a d\_to prediktort is kiválasztotta. A J2 modellje a d\_patak változót nem tartotta fontosnak, míg a d\_folyo és d\_csatorna prediktorokat közel egyenlő súllyal vette figyelembe, mely feltételezésem szerint a patakok magasabb és változatosabb domborzatú térszínen való előfordulásával magyarázható. A különböző víztestektől vett távolságokra érzékeny élőhelymodellek között logikus módon találunk néhányat a nádasok és mocsarak (B) közül, azonban a G3 és K7a d\_csatornától való függése felkelti a gyanúját annak, hogy a csatornáktól való távolság valamely – talán a domborzattal vagy talajnedvességgel összefüggő, a háttérváltozók által nem leírt – környezeti jellemzővel korrelál, és ezen élőhelyek valójában erre a jellemzőre érzékenyek. Megjegyzendő továbbá, hogy a K7a élőhely kis prevalenciája miatt feltehetően a modell gyengén tanult, ezért téved. A másik két olyan élőhelynek, amelynek modellje a d\_folyo és/vagy d\_patak változókat nagy mértékben figyelembe vette (LY1, M3), elterjedési mintázata valóban követheti a folyóvizeket.

Az eredmények között ismertetett elnagyolt megállapításom, miszerint a gyepek inkább talajtulajdonságot, az erdők inkább domborzati változatosságot és éghajlatot találtak kiemelkedően fontosnak, egybecseng előzetes várakozásainkkal (többek között vesd össze például a vonatkozó erdészeti szakirodalommal: Gálos és mtsai. (2010), Czúcz és mtsai. (2011), Móricz és mtsai. (2013), Czúcz és mtsai. (2013), vagy gyepek tekintetében Suttie és mtsai. (2005), valamint Williams (2007) munkájával). Természetesen ez nem jelenti azt, hogy a talajtulajdonságok jelentősége elhanyagolható lenne a fás élőhelyek esetén (Gencsi és Vancsura 1997), vagy hogy az éghajlatnak ne lenne szerepe a gyepek potenciális elterjedésének alakításában (Kröel-Dulay és mtsai. 2015, Bodner és Robles 2017). Szintén jól indokolható, hogy a domborzati változót többek között a meredek felszínhez kötődő H1 és G3, a hegyoldalakon előforduló L4b, valamint a sziklás erdők (LY) és az üde lomberdők (K) többsége találta fontosnak. A talajtulajdonságok közül a legfontosabbnak a min\_gyokerezési\_melyseg adódott, a gyepek modelljének többsége megtartotta ezt a háttérváltozót. A nyílt szárazgyepek (G) és zárt szárazgyepek (H) élőhelycsaládban ezt a modellektől el is vártam. A homokhoz kötődő G1, H5b, M4 és M5 modellje érthető módon erősen függ a max\_agyag\_0\_30 vagy max\_homok\_0\_30 prediktoroktól (melyek erősen korrelálnak). A gyökerezési mélység meghatározó jelentőségű még az M4, L1\_M1, valamint külön az L1 és M1 élőhely számára, és ez előzetes várakozásaimnak megfelel. Elképzelhető, hogy az LY1 élőhely számára a – modell által fontosnak ítélt – mean\_szervesanyag valószínűleg proxiváltozó, és az

### *Eredmények és értékelésük*

élőhely inkább ahhoz a környezethez (domborzat és vízrajz) kötődik, amelyen melleleg szervesanyag-felhalmozódás is megfigyelhető (e feltételezés bizonyítása vagy elvetése a válaszgörbék alaposabb kiértékelését igényli). Bölöni és mtsai. (2011), valamint Kárpáti és Terpó (1971) is az élőhely kapcsán inkább más környezeti jellemzőket emelnek ki, a talaj vonatkozásában pedig csak gyengéseket (köves váz talaj) említenek, Czóbel és mtsai. (2007) azonban N-gazdag, humuszos talajjal jellemzik az élőhelyet. Általánosságban megállapítom, hogy a talajtulajdonságokat leíró háttérváltozókat a modellek egy része (pl. H5a) némiképp kisebb súllyal vette figyelembe, mint azt az élőhelyek környezeti igényei (Bölöni és mtsai. 2011) alapján vártam<sup>124</sup>.

A domborzati változatosságot (sd\_tpi) legnagyobb arányban figyelembe vevő élőhelyek egy része (G3, H1, LY1, LY2, LY3, M7) valóban domborzatilag heterogén, meredek, jellemzően sziklás területekhez kötődik, más részük (K1a\_K2\_K7b, K2, K5, K5\_K7a) inkább csak az eleve változatos domborzatú hegységekben találja meg a megfelelő termőhelyi adottságokat<sup>125</sup>. Némely élőhely modellje a termőhelyi igények alapján úgy tűnik, hogy alulbecsüli az sd\_tpi jelentőségét (pl. G2, L4a, L4a\_L4b, M1). Némely élőhely (J1a, J2) előfordulása domborzathoz kötött, de a modellek az sd\_tpi-ben nem találták meg azt a háttérváltozót, amely ezek termőhelyét leginkább jellemezné. Feltehetően a TPI átlaga vagy minimuma megfelelőbb prediktor lenne számukra. Ezért logikus, hogy e két, lefolyástalan mélyedésekben kialakuló élőhely modellje – a domborzati jellemzőkhöz viszonyítva – felülbecsüli minden további környezeti tulajdonság jelentőségét (hiszen a rendelkezésre álló prediktorkészletből kellett választania), így az éghajlati háttérváltozókét is (J1a – 57,73%, J2 – 50,92%). Ezért feltehetjük, hogy a J1a és J2 jövőre vonatkozó becslése is túloz. E két modell bizonytalanságát jelzi – a többi modellhez viszonyított, relatív – alacsony AUC-értéke (J1a – 0,919, J2 – 0,921).

A modellek éghajlatfüggése – mind a klíma által erősen befolyásolt, mind pedig az alig befolyásolt élőhelyek esetén – általában jól indokolható<sup>126</sup>. Természetesen az éghajlatfüggést mindig csupán a vizsgálati területen (esetünkben Magyarországon) megfigyelhető éghajlati változatosságot szem előtt tartva értékelhetjük, ennek bővebb indoklását lásd Czúcz (2010) munkájában. Az N13 modellje kimagasló jelentőséggel vette figyelembe az éghajlati prediktorokat, habár az élőhely számára meghatározó talajjellemzők (Bölöni és mtsai. 2011) elhagyása várákozásaimmal ellentétes. Feltehetően a modell ezeket is figyelembe vette volna, ha nem pusztán a hazai előfordulásokat ismerheti meg. A további, 60%-nál nagyobb éghajlatfüggést mutató élőhelyek (LY2, K7b, L2x, F5, K5\_K7a és K5 önmagában is, B1b, L5, H5a) közül csupán a B1b és H5a modellje illeszkedik kevésbé az ökológiai elvárásokhoz. Utóbbi esetében a hagyományos felfogás szerint talajváltozók még nagyobb arányú figyelembevételét várnánk, azonban a H5a élőhelyről ma már ismert, hogy többféle kötött talajtípus is megfelelő számára kémhatástól szinte függetlenül (pl. lösz, de riolittufa is). A felsorolt élőhelyek közül az N13 és K5, valamint kisebb részben a K7a klímaérzékenységét Czúcz (2010) is megerősíti, azonban a B1b, LY2 és L5 élőhelyeket határozottan klímától függetlennek jelzi. Czúcz (2010) megfigyelését, miszerint “az erdők, különösen a klímazonális

<sup>124</sup> Ennek okairól és következményeiről lásd a következő fejezetben írtakat.

<sup>125</sup> Előzetes várákozásaimmal ellentétes az, hogy a modellek szerint az sd\_tpi prediktort igazán fontosnak tartó élőhelyek között egy sincsen, amelyik éppen a homogén domborzathoz (alacsony sd\_tpi-érték) kötődne, vagy legalábbis kerülne a túl változatos domborzat. Az sd\_tpi-t mérsékelten fontosnak tartó élőhelymodellek között azért találunk ilyen példákat (pl. B1a, F2).

<sup>126</sup> De vö. a 6.4.2.3. fejezetben írtakkal.

*Eredmények és értékelésük*

erdők sokkal határozottabb éghajlatfüggést mutatnak, mint a gyeppek vagy a cserjések”, csak részben tudom alátámasztani<sup>127</sup>. Osztom ugyanakkor álláspontját, miszerint a hegyvidéki élőhelyek a síkvidékiekénél nagyobb látszólagos éghajlatérzékenysége összefüggésben lehet az alföldi élőhelyek elterjedését – és ezáltal a modellek megbízhatóságát – nagyban befolyásoló korábbi tájhasználat. Azon élőhelyek közül, melyek éghajlatérzékenysége 35% alatti<sup>128</sup> elsősorban az M5 és kisebb részben a H5b élőhely esetén vártam azt, hogy a meleg, száraz éghajlathoz kötődésük miatt modelljeikben nagyobb szerepet kapnak a klimatikus változók, belátható azonban, hogy a vizsgálati területen belül elsősorban a homoktalajokhoz kötődés határozza meg az előfordulásukat. A felsorolt 11 élőhely alacsony éghajlat-érzékenységét – a vizsgálatából kihagyott H1 kivételével – Czúcz (2010) is megerősíti<sup>129</sup>.

A klimatikus prediktorok közül a legjelentősebbnek a bio5 (maximum-hőmérséklet) és – várakozásomnak megfelelően – a bio18 (legmelegebb negyedév csapadékösszege) bizonyult. A vegetációsidőszak-beli, és főként a nyári éghajlati jellemzők a hazai természetes növényzetre, leginkább pedig a fás vegetációra nézve meghatározóak (Mátyás és mtsai. 2010b, Gálos és mtsai. 2010), hiszen a kontinentális, illetve a mediterrán klímahatások esetén a nyári meleg (Abeli és mtsai. 2014, Bailey 2014), illetve a nyári aszály (Balogh és mtsai. 2007) a leginkább korlátozó tényező. A bio4 (hőmérsékleti szezonális) háttérváltozót találták még a modellek viszonylag nagy jelentőségűnek, bár megjegyzendő, hogy a felhasznált hét éghajlati prediktor fontosságában túl nagy eltérést nem tapasztalunk.

**6.4.1.2. Élőhelyek potenciális előfordulásának értékelése**

Megállapítható, hogy a referenciái-dőszakra a térképes becslések döntő többsége az előzetes várakozásoknak megfelel<sup>130</sup>. Ez a megfigyelés összhangban áll a felépített modellek jósaági mutatóinak igen kedvező értékeivel. A referencia-időszakbeli és jövőbeli klímacélokra készített előrejelzések legnagyobb része szintén megegyezik a korábbi becslésekkel (Bohn és mtsai. 2003, Somodi és mtsai. 2009, Czúcz 2010, Somodi és mtsai. 2010, Hickler és mtsai. 2012) és az ökológiai megfontolások mentén vázolt várakozásokkal, némely élőhely és némely klímacél azonban ellentmondani látszik annak. Általában véve úgy tűnik, hogy a vizes és szikhez kötődő élőhelyek esetén a modell hajlamos felülbecsülni<sup>131</sup>.

<sup>127</sup> Vö. a következő fejezetben írtakkal.

<sup>128</sup> Éghajlatfüggés szerinti csökkenő sorrendben: M5, L4b, B1a, H5b, M1, J3, J4, LY1, G1, M3, H1, M4.

<sup>129</sup> Az egyes élőhelyek klímaérzékenysége vonatkozásában Czúcz (2010) és jelen dolgozat eredményei közt megfigyelhető különbségek magyarázata messze meghaladja a lehetőségeimet, hiszen a két kutatás módszertanában, a felhasznált adatok típusában, pontosságában, és az éghajlatérzékenység számításának módjában is eltér. A különbségek ráirányítják a figyelmet az adott élőhely esetén egyik vagy másik modell gyengeségeire, de hogy melyikére, az célzott vizsgálat híján nem meghatározható. Így csupán személyes véleményemként fogalmazom meg: Czúcz (2010) néhány élőhely éghajlatérzékenységét feltehetően alulbecsülte, és a disszertációim keretében bemutatott modell jobban képes megragadni ezen élőhelyek ökológiai szempontból elvárható éghajlatfüggését.

<sup>130</sup> Kutatásom lezárulta után derült fény arra, hogy az M2 élőhely tanító adatsora a Kis-Balatontól délre hamis előfordulásokat tartalmazott, emiatt az M2 és az L2x\_M2 modelljei hibát tartalmazhatnak, és – főként a Zala megyei – predikcióik megkérdőjelezhetetlenül felülbecsülnek.

<sup>131</sup> Így a B1a és B1b esetén – bár az éghajlatváltozás kedvezhet ezen élőhelyeknek – a 4-es kategóriába eső pontok hegy- és dombvidéki előfordulása, valamint e pontok nagy területen történő halmozódása (pl. B1a, Aladin, 2071–2100) a modell túlzott optimizmusának tekinthető. Hasonlóképpen nem tartom fenntartások nélkül elfogadásra érdemesnek a B6, F4 és F5 élőhelyekre készült előrejelzéseket, főleg a távolabbi predikciós időszak esetén. Az F1a és F2 élőhelyekre vonatkozó, Aladin-modell szerinti predikciók – bár az előzőeknél jóval kevésbé feltűnően, de – tartalmaznak az ökológiai megfontolásokkal ellentétes elemeket (szikések hegységi megjelenése nem valószínű – Bükk, Bakony, Börzsöny).

### *Eredmények és értékelésük*

Bár összességében a J6 modellje megalapozottnak mondható, a RegCM-re támaszkodó 2071–2100-as előrejelzése felülbecsül, a hegységi előfordulású nagyobb valószínűségi kategóriákat csak fenntartásokkal szabad interpretálnunk. Az L5-re készült előrejelzések is felvetnek kérdéseket, hiszen a modell jól megragadja az élőhely igényeit, és a jósolt változások is egybeesnek az ökológiailag megalapozott várakozásainkkal, ugyanakkor egy nevében is alföldi helyzethez kötődő élőhely ilyen mérvű felkúszása a hegyekbe (pl. Vértes és Börzsöny az Aladin-ra támaszkodó 2071–2100-as predikció esetén) nem valószínű. Czúcz (2010) felhívja a figyelmet, hogy bizonyos élőhelyek esetén – főként a korábbi tájhasználat okozta gyenge tanító adat miatt, pl. N13, H4, J5 – nagyobb bizonytalansággal lehet az éghajlatérzékenységet és az éghajlatváltozás hatását modellezni.

Az elsöre talán túlzónak tűnő előrejelzés talán jobban illeszkedik az ökológiai várakozásokhoz egyes kis kiterjedésű állóvizekhez kötődő élőhelyek esetén, mint amilyen a J1a és J2. Hasonlóképpen gyanús, ugyanakkor mégis jól indokolható az M3-ra készült előrejelzésekben a predikciós kategóriák nem várt sorrendje: itt a talaj és a klíma interakciója eredményezi a szokatlan térképeket.

A fás élőhelyekre (főként a zonális hegységi erdőkre) az éghajlatváltozás – eredményeim szerint – inkább kedvezőtlenül hathat a jövőben, míg a fátlan élőhelyek egy részét kedvezően érintheti. E megfigyelés ökológiai megfontolásainkkal egybecseng, hiszen más kutatások is az erdők visszaszorulását, és az erdőssztyepek, gyepek potenciális elterjedésének növekedését várják (Gálos és mtsai. 2010, Czúcz és mtsai. 2011, Hickler és mtsai. 2012, Móricz és mtsai. 2013, Czúcz és mtsai. 2013). Czúcz (2010) erdők, gyepek és cserjések éghajlat-érzékenységre vonatkozó meglátását térképes eredményeim szerint nem elsősorban az érzékenységre, hanem a várható hatásra adaptálhatjuk. A felszíni vízhez kötődő élőhelyek egy részének elterjedését főként nem az éghajlat határozza meg, ezért könnyen magyarázható, hogy az őket várhatóan érintő klímahatás jórészt kis mértékű és nem egyértelmű irányú.

Bár a modelleredmények becslések, és mint ilyenek, sem jónak, sem rossznak nem kiálthatjuk ki őket, ugyanakkor a várakozásoknak ellentmondó eredmények alaposabb vizsgálatot érdemelnek. Ennek híján most csak néhány megállapítást tehetek:

- sejtethető, hogy a fent vázolt problémák egy része a bio5 (maximum-hőmérséklet) és bio6 (minimum-hőmérséklet) származtatott éghajlati változókhoz kötődik;
- látható, hogy az Aladin regionális klímamodellre támaszkodó előrejelzések általában több problémásnak tekinthető eredményt tartalmaznak, mint a várható éghajlatváltozásról általánosan kialakult képhez jobban illeszkedő RegCM-en alapuló becslések;
- jellemzően több váratlan eredményt tapasztalunk a távolabbi predikciós időszakban, mely részben megmagyarázható a felhasznált modellek időben növekvő bizonytalanságával. Ennek ellentmond az a megfigyelés, miszerint a két klímamodell a 2021–2050-es időszakban nagyobb eltérést mutat, mint a 2071 és 2100 közöttiben.

Mivel nyílt vízfelülethez kötődő élőhely nem szerepelt a vizsgálatomban, így minden olyan MÉTA-hatszögre készült becslés műterméknek tekinthető, amely teljes egészében vízfelülettel

*Eredmények és értékelésük*

borított, és a predikció 0-nál nagyobb valószínűségi kategóriát adott eredményül<sup>132</sup>. A folyóvizek esetén a becsléseket mindenkor jónak tekintem, a fenti megállapítás csak állóvizekre vonatkozik. E felülbecslés bizonyos élőhelyek esetén részben magyarázható a modellezési módszer változószelekciós technikájával: egyes élőhelyek esetén a víztesttől vett távolság elenyésző predikciós erővel bírt, ezért a modell elhagyta e változókat, ugyanakkor így elvesztette a lehetőségét annak, hogy a nyílt vízfelületeket elválassza a szárazföldtől. A probléma egyetlen megoldásaként a nyílt vízfelületeket lemaszkolását látom.

Az előző fejezetben megfogalmazottakkal részben összhangban, részben azokat kiegészítve a potenciális elterjedési térképek alátámasztják, hogy a szakértői élőhelyösszevonás megalapozott döntés, az összevont élőhelyekre készített predikciók megbízhatóbbak, mint a külön-külön épített modellek becslései<sup>133</sup>.

A referencia-időszakra az élőhelymodellek többsége hihető predikciót ad (amelyet a magas AUC-értékek megerősítenek), a jövőbeli predikciók között azonban találunk olyat, amely az ökológiai megfontolásokkal nehezen magyarázható. Nem tagadva bár, hogy az előzetes ökológiai várakozásaink is alapulhatnak tévedésen, nagy eséllyel az élőhelymodellekben is van hiba. Könnyen magyarázható – és az ökológiai modellezés közismert és feloldhatatlan problémáján alapszik – az, hogy a hibás modellek miért képesek mégis a referencia-időszakra elfogadható, sőt, szép eredményt adni. Az okot feltehetően a téves változószelekcióban kereshetjük, vagyis abban, hogy a modell két, egymással korreláló prediktor közül nem azt választja ki, amelyik az adott élőhely számára ökológiailag releváns. Elképzelhető olyan eset is, hogy egyik háttérváltozó sem releváns, hanem egy harmadik, a kutatásba be nem vont prediktor határozza meg az élőhely elterjedését. A téves változószelekció nem a modell hibája: még közepesen korrelált adatokból is problémás lehet az ökológiailag releváns prediktor kiválasztása<sup>134</sup>. Ilyen helyzet állhatott elő a talajjellemzők terén, amelyek jelentőségét több élőhely modellje is alulbecsülni látszik, és helyettük éghajlati háttérváltozókat értékelték fontosabbnak. Ugyanakkor az éghajlat közvetlen módon hat a talajok képződésére, így ebből a szempontból a – referenciaidőszak-beli – korreláció indokolt, és az éghajlati változók választása nem tekinthető hibának. Ha azonban az éghajlat gyorsabban változik, mint ahogy ezt a talajfejlődés követni tudja, időlegesen előállhat olyan helyzet, ahol az éghajlat és talajjellemzők korrelációja megszűnik. Ez esetben rövid távon problémát jelenthet, ha egy talajadottságokra érzékeny élőhelynél az éghajlati változók kerültek be prediktornak. Ebből adódhat, hogy a jelenség által érintett élőhelyek jövőbeli predikcióin esetünkben sem érhető tetten – kellő súllyal – a talaj általi meghatározottság<sup>135</sup>. Mivel a talaj és a klíma közötti korreláció nem elhanyagolható, viszont e korrelációs struktúra időben változhat, így végül előfordulhat, hogy a referencia-időszakra jól teljesítő modell a jövőre pontatlanul jelez előre.

Általánosságban – az eredménytérképek szemrevételezése nélkül – várható, hogy az olyan élőhelyek esetén, melyek Magyarország határain túl délebbre is előfordulnak, a modellek nagyobb bizonytalansággal terheltek. Megállapításomat megerősíti Czucz (2010) hasonló következtetése. A

<sup>132</sup> Erre legjobb példa a Balaton, mely egyes élőhelyeknél markánsan különbözik a szárazföldi pontoktól (pl. J2, K1a\_K2\_K7b), másoknál a modell felülbecsül e pontokban (pl. LY1, M5).

<sup>133</sup> Ennek szemléletes példáját adja az L4a-ra és L4b-re külön, valamint együtt készített predikció.

<sup>134</sup> A korrelációról és az itt vázolt hiba mérsékléséért tett döntéseimről lásd az 5.4.1.1. fejezetben írtakat.

<sup>135</sup> Ennek következményeiről lásd a 6.4.2.3. fejezetben írtakat.

## Eredmények és értékelésük

melegkedvelő élőhelyek modellje ezért várhatóan alulbecsül, hiszen tanításakor nem ismerte meg az adott élőhely számára kedvező összes termőhelyet. Így a modell éppen azokat az optimális környezeti jellemzőket nem köti az élőhelyhez, amelyek a jövőben Magyarországon esetleg megjelenhetnek<sup>136</sup>.

### 6.4.2. Telepíthetőségiterület-modellezés eredményeinek értékelése

#### 6.4.2.1. Élőhely-dísznövény mátrix értékelése<sup>137</sup>

A modelleredmények bizonytalanságát feltételezhetően csökkentette volna, ha a kutatásból kihagyok kevésbé ismert dísznövényeket. Azon taxonokra vonatkozóan, amelyek környezeti igényeiről kevés hazánkban a tapasztalat, a szakértők közötti szórás jelentősebb (pl. *Crataegus × lavalleyi*). Ennek egyenes következménye, hogy e dísznövényekre a predikciók is jobban szórnak. A bizonytalanság azonban nem teljesen egyezik meg előzetes várakozásaimmal. Például szembeötlő a fagyérzékenysége (Tóth 2012) miatt ritkábban telepített *Tetradium daniellii* viszonylag alacsony szórása, vagy a dekorativitása, gyors növekedése és könnyű szaporíthatósága (Tóth 2012) miatt széles körben ismert *Populus simonii* viszonylag nagy bizonytalansága. Fontos azt is megjegyezni, hogy az élőhely-dísznövény mátrix a cserje/bokorfa jellegű taxonok (*Acer palmatum*, *Rhododendron catawbiense*) vonatkozásában meglepően kis szórással bír. Ennek oka feltételezhetően az, hogy e taxonokat erős edafikus kötöttségük miatt hagytam a vizsgált dísznövények között, és a talajigényükkel összefüggésben erős egyetértést mutattak a felkért szakértők a talajjal (is) jellemezhető élőhelyek esetén<sup>138</sup>.

Kósa szem. közlésében (2016) rámutatott, hogy az Á-NÉR – a dísznövények igényei oldaláról nézve – túl nagy hangsúllyal veszi figyelembe az edafikus jellemzőket az élőhelyek osztályozásakor, a dísznövények számára az éghajlat meghatározóbb (és kevésbé alakítható). Habár ezt az álláspontot teljes mértékben osztom, a hozzáférhető élőhely-térképezési adatok korlátoznak: Magyarországra csak az – Á-NÉR-on alapuló – MÉTA áll rendelkezésre modellezéshez elegendő felbontásban, minőségben, területi lefedettségben. A problémakört tovább árnyalja, hogy az edafikus élőhelyek egy részét összevontam, és a képzett élőhelyhelykomplexek már kevésbé talaj által meghatározottak.

A minimummátrix jóval kevesebb 0-nál nagyobb értéket tartalmaz, mint ahány 1-nél kisebb értéket a maximummátrix, következésképp a szakértők sokkal inkább egyetértettek abban, hogy a taxonok hova nem valóak, mint hogy hova telepíthetőek bátran<sup>139</sup>.

<sup>136</sup> Az éghajlatváltozás iránya miatt ez a probléma az országhatáron északi irányba túlnyúló élőhelyek esetén kevésbé szembeötlő, habár természetesen ott is nagyobb a modellek bizonytalansága. Hosszú távon ezen problémára csak a modellek szélesebb földrajzi régióban történő tanítása adhat megoldást.

<sup>137</sup> Az élőhely-dísznövény mátrix szerkezetével és kitöltésével kapcsolatos észrevételeim többségét – annak ellenére, hogy tartalmukban diszkusszió- és/vagy következtetésjellegűek – a 6.3.1.1. fejezetben, vagyis az eredmények között mutattam be, mivel módszertani eredményként tekintek rájuk. Az élőhely-dísznövény mátrix egyes elemeit – vagyis a dísznövények feltételezett környezeti igényét – a 6.4.2.3. fejezetben vetem össze a szakirodalommal. Alább a mátrixhoz lazábban kapcsolódó észrevételeimet sorolom.

<sup>138</sup> E megfigyelés árnyalja a 6.3.1.1. fejezetben írtakat.

<sup>139</sup> Ez a megállapítás párhuzamba állítható avval a dendrológiai szakirodalomban jól megfigyelhető logikával, hogy a dísznövények ökológiai igényeinek jellemzésénél elsősorban a korlátozó tényezők (fagyérzékeny, mészkerülő, pangó vizet nem tűri stb.) kerülnek előtérbe, a pozitív – tolerancia jellegű – jellemzők pedig inkább csak akkor, ha azok kiemelik a taxont a többi dísznövény közül (sziktűrő, várostűrő, szárazságtűrő stb.). Ritkán találkozunk – talán leggyakrabban a fahozamot szem előtt tartó erdészeti szakirodalomban – azzal az információval, hogy az adott taxon milyen környezetet kedvel, mi az optimuma.

*Eredmények és értékelésük*

Az élőhely-dísznövény mátrix célja kettős: egyrészt a modellezési keretrendszer központi eleme, másrészt a modellezéstől függetlenül is hasznos következtetések levonására ad lehetőséget. Az összevont mátrix elemzésével megállapíthatjuk, hogy a szakértők melyik taxonokat milyen jellegű élőhelyek potenciális elterjedési területén tudják elképzelni, melyből közvetve a dísznövények környezeti igényéről egy, a megszokottól eltérő jellegű leírást kapunk.

Ha az élőhelyek jellemzőivel (Czóbel és mtsai. 2007, Bölöni és mtsai. 2011) összevetjük a klaszterelemzés eredményét, vagyis hogy – a vizsgált dísznövények igényei szempontjából, a szakértők szerint – mely élőhelyekre jellemző hasonló termőhely, abiotikus környezet, akkor a következő megállapításokat tehetjük. A sziklás erdők (LY) kettős felosztása és az egyik klaszter páraigényes dísznövényekhez való köthetősége jól magyarázható a négy élőhely termőhelyi jellemzői közti különbséggel. Az üde lombdők és az N13 kapcsolatát még elsősorban a magas csapadékösszeggel indokolhatjuk, az L4a\_L4b-vel együtt viszont már inkább logikusnak tűnik hangsúlyozni, hogy a klaszter összes élőhelye – ha csak részben is, de – savanyú talajhoz kötődik. Az L2a\_L2b és J6 klasztere némiképp váratlan; legfőbb közös tulajdonságuk csupán az, hogy jelentős szereppel bír bennük a *Quercus robur*, és nem túl magas térszíneken jellemzőek. A két élőhely hasonlóságát az átlagmátrix elemzésével nehéz megerősíteni, és predikcióik is teljesen eltérőek. A maradék fás vizes élőhelyek klasztere ökológiai szempontból jól indokolható, és a dísznövények telepíthetősége szempontjából is markáns összefüggést tapasztalunk közöttük (mind a vizes élőhelyeket kedvelő, mind az azokat kerülő dísznövények oldaláról nézve). Ebben a vonatkozásban indokolt a J6 különválása, mert számos, J1a–J5 élőhelyeket nem kedvelő taxon számára már a J6 kedvező környezetet biztosít. A döntően M élőhelyek alkotta klaszterben az M3 különállása speciális termőhelyi tulajdonságával (szik) jól indokolható. E klasztert leginkább a gyengébb talajt és meleg éghajlatot tűrő/kedvelő (pl. *Cupressus sempervirens*, *Cercis siliquastrum*, *Pyrus calleryana*, *Tetradium daniellii*), illetve az ilyen környezetet kerülő dísznövénytaxonok preferenciái alakították ki. Ha a kutatásból nem hagytam volna ki, akkor a dísznövények igényei alapján a két szikes élőhely klaszterét vélhetőleg – az átlagmátrix szerint – erősítené az F3, valamint lazábban hozzájuk csatlakozna az F4 és F5 is. Termőhelyi jellemzőjük alapján indokolt, sőt, elvárható e csoport kialakulása. Egyértelmű, hogy a sziket tűrő taxonok (*Ulmus pumila* var. *arborea*, *Crataegus* × *lavalleyi*) igénye formálta e klasztert. A dendrogramnak a fennmaradó, elsősorban szárazgyepi élőhelyek által formált ága igen szépen illeszkedik az élőhelyek termőhelyi jellemzője alapján várt felosztáshoz.

A dendrogramon tehát jól elkülönülnek a jó talajadottságú vagy páras/nedves környezetben előforduló erdők, valamint a túl száraz vagy túl nedves, sekély vagy rossz talajú élőhelyek. Utóbbi nagy csoportban különválnak a vizes fás élőhelyek, a cserjések és sztyeprétek, valamint a szárazgyeppek és szikesek.

## Eredmények és értékelésük

### 6.4.2.2. Telepíthetőségiterület-modell értékelése

A következőkben térek ki a potenciális telepíthetőségi terület modellezésével, a módszer használatának lehetőségeivel és korlátaival kapcsolatos olyan tapasztalatokra, amelyek nem kapcsolódnak szorosan a szakértői élőhely-dísznövény mátrixokhoz<sup>140</sup>.

Az 5.4.1.2. fejezetben írtaknak megfelelően hangsúlyozni szükséges, hogy potenciális telepíthetőségi területet a disszertációban bemutatott keretrendszer csak akkor képes becsülni, ha a felhasznált élőhelypredikciók egymással összevethető skálán helyezkednek el. Ez a skála lehet éppen folytonos, pl. a [0; 1] valószínűségi intervallumban értelmezett, de csak akkor, ha a különböző élőhelyek esetén egy-egy konkrét valószínűségi érték ugyanzt jelenti. Az általam készített élőhelypredikciók – bár a [0; 1] intervallumból vették értékeiket – valójában nem feleltek meg ennek a feltételnek, így megfelelően átgondolt átskálázásuk szükségképpen meg kellett, hogy előzze a potenciális telepíthetőségi modellben történő felhasználásukat.

Az élőhelyek összevonása a telepíthetőségi modellezés szemszögéből információvesztést jelentett, amely különösen érintette a meghatározott talajigényű (főként a talaj pH-jára érzékeny) taxonokat<sup>141</sup>. Vizsgálataim alapján azonban igazoltnak látszik, hogy az élőhelyösszevonások nélkül a modell bizonytalansága nagy<sup>142</sup>. Így – sajnálatos módon – kimondhatjuk, hogy a MÉTA-adatbázisra épülő telepíthetőségiterület-előrejelzés eredménye a mészkerülő, mészkedvelő, illetve a talajkémhatásra egyéb módon érzékeny dísznövénytaxonok esetén fenntartással kezelendő, esetükben inkább az N13 és az L4a\_L4b élőhelyek iránt mutatott preferenciájukat tudja csak a modell megragadni.

A bizonytalan élőhelyek (B1a, B1b, B6, F4, F5, L5) elhagyása miatt a telepíthetőségi modell – feltételezésem szerint – pesszimistább annál, mintha ezen élőhelyeket nem hagytam volna ki a számításból, továbbá az élőhelyösszevonásokkal is némiképp csökkenhettek a modell által becsült értékek.

Mivel az élőhely-dísznövény mátrix valójában nem valószínűségeket, csak valószínűség jellegű (ordinális skálán értelmezhető) számértékeket tartalmaz, így a telepíthetőségi modellben a közepes (“talán telepíthető”) eset 0,5 értéként való értelmezése önkényes<sup>143</sup>.

A dísznövények a magasságban, kitettségekben stb. tapasztalt finom különbségekre is érzékenyek (Kósa szem. közl. 2016), míg az élőhelyek fundamentális niche-e a környezeti hipertérnek viszonylag nagy hipertestét jelöli ki, melyben a finomabb léptékű különbségek elsikkadnak. Így az élőhely-dísznövény mátrix, illetve az annak alkalmazásával előrejelzett potenciális telepíthetőségi terület csak e durva környezeti felbontás tudatában értelmezhető helyesen. A módszernek e hátrányát némiképp csökkenti, hogy a modellezés során több (sok) élőhelyet használok fel.

<sup>140</sup> Utóbbiak tekintetében lásd a 6.3.1. fejezetet.

<sup>141</sup> Ezek esetében a szakértők nagy egyetértésben nyilatkoztak az élőhelyekhez kötődő eltérő preferenciáról (pl. *Rhododendron catawbiense* mátrixátlaga a K1a és K2 esetén 0,5-öt nem haladja meg, míg K7b esetén 0,86; *Pinus strobus* mátrixátlaga K5 esetén 0,56, K7a esetén 0,89).

<sup>142</sup> Ennek részletes indoklását lásd az 5.4.2.2. fejezetben. Az összevonások nélkül kiszámított telepíthetőségi becsléseket a disszertációban nem mutatom be.

<sup>143</sup> Elvben éppen 0,4-ként vagy 0,6-ként is használhatta volna a modell ezeket az eseteket (és modellezési keretrendszerem újbóli alkalmazásakor javasolom is a 0,5-től való eltérést, amennyiben a döntés jól alátámasztható). Választásom azon egyszerű oknál fogva esett a 0,5-re, hogy ez a 0 és 1 középértéke.



*Eredmények és értékelésük*

Mindkét modellezési megközelítés során – bár nem ugyanabban a modellezési lépésben, de – a szakértők különálló véleményét aggregáltam. Nyilvánvaló, hogy a modellek megbízhatósága növekedne, ha azok több szakértői mátrixot tudnának felhasználni<sup>144</sup>. Az ensemble- és az átlagmátrix-megközelítéssel készített predikciók között óhatatlanul adódtak különbségek. A két modellezési módszer felépítéséből matematikailag következik, hogy a modellegyüttes átlaga minden földrajzi pontban nagyobb vagy egyenlő, mint az átlagmátrixszal képzett becslés, hiszen míg előbbi maximumok átlaga (vagyis nagy számok középértéke), addig utóbbi átlagok maximuma (vagyis közepes számok legnagyobbika). Ennek megfelelően szinte kivétel nélkül optimistábbak az ensemble-predikciók (példaként vö. a 21. ábrát és a 9.12. melléklet vonatkozó ábrájával).

Hasonlóképpen, mint az élőhelypredikciók kiértékelésénél tettem, a potenciális telepíthetőségi területekre készült becslések vonatkozásában is megállapítom, hogy az alacsony valószínűségértékek (jellemzően, melyek 0,5 alattiak) nem érdemesek alaposabb kiértékelésre<sup>145,146</sup>. Ennek megfelelően az ilyen alacsony telepíthetőségek bemutatásától és magyarázatától eltekintettem.

**6.4.2.3. Dísznövények potenciális telepíthetőségi területének értékelése**

A következőkben értékelem és szakirodalommal összevetem a 6.3.2. fejezetben bemutatott eredményeket, melyek közül elsősorban a telepíthetőségi térképekre helyezem a hangsúlyt, és röviden szólok a bizonytalansági becslésekről, valamint a telepíthetőséget meghatározó élőhelyekről. E fejezetben értékelem a dísznövények klaszterelemzésének eredményét is.

Láthatóan a telepíthetőségi predikciók jóval kisebb taxonok közötti változatosságot mutatnak, mint az elvárható lenne, és az is egyértelmű, hogy ez egy vagy kevés számú kiválasztott élőhely dominanciájának tudható be. Ezt a problémát könnyen ki lehet – technikailag – küszöbölni, ha a mátrixsor és élőhelypredikciók szorzatvektorából nem a legnagyobb értéket választjuk ki, hanem az átlagot (vagy a könnyebben interpretálható, de a modell szempontjából egyenértékű összeget)<sup>147</sup>.

Az eredménytérképek tehát módszertanilag helyesek, értelmezésük néhol mégis problémát jelent. Mindezért úgy gondolom, hogy helyesebb, ha a részletes bemutatásnál inkább elnagyoltabban, tendenciákra és általános jellegű megfigyelésekre helyezzük a hangsúlyt a térképek

<sup>144</sup> Fontos megjegyezni, hogy nem feltétlenül csökkennének a becslési bizonytalanságok, hanem jobban hihetnénk azoknak az eredményeknek (beleértve a bizonytalanság-térképeket is), amelyeket a modell előállít. Az 5.4.2.1. fejezetben írtak miatt a mintaelemszámot tekintve csekélynek tűnő kilenc kitöltött szakértői mátrixnál jóval többet begyűjtenem nem lett volna reális, vagy az már a mátrixok minőségét csökkentette volna.

<sup>145</sup> Egyrészt a kutatási kérdéseimhez jobban illeszkedik a magas telepíthetőségi valószínűségek elemzése, hiszen ez releváns a dísznövénytaxonok tényleges ültetése esetén. A “nagyon alkalmatlan” és a “teljesen alkalmatlan” közti különbség – matematikai értelemben ugyanolyan jelentős bár, de – fontossága eltörpül a “biztosan alkalmas” és a “nagy valószínűséggel alkalmas” közti eltérés mellett.

<sup>146</sup> Másrészt a becslések – kevés kivételtől eltekintve – azt jelzik, hogy a taxonok telepítésére a referencia-időszakban az ország jelentős része teljesen alkalmatlan, míg a jövőben csak nagyon alkalmatlan. Ennek értelmezése problémát vet fel, mert jogosan felmerül, hogy a modellek a referencia-időszakban következetesen alábecsülnek, de amellet is szólnak érvek, hogy a telepíthetőség növekedése – legalábbis ennyire egyöntetű módon – nem reális. A pára- vagy vízigényes (erdei) fajok (pl. *Fagus sylvatica*, *Sorbus aucuparia*) esetén is a modellek következetesen az éghajlatváltozás kedvező hatását jelzik, ha az alacsony telepíthetőségi valószínűségű területeket nézzük, mely ökológiai megfontolásokkal nemigen támasztható alá. Ezért meglátásom szerint a modell nem képes kellő megbízhatósággal kezelni az alacsony valószínűségi értékeket és azok változását.

<sup>147</sup> Az átlagképzés azonban valójában nem illeszkedik a kutatói kérdéshez, így használatával bár “szébb” térképeket kapnánk, a módszer alátámasztása nehézkes lenne.

### Eredmények és értékelésük

értelmezésekor<sup>148</sup>. A városi hőszigeteléssel<sup>149</sup> érintett területeken az eredmények további bizonytalansággal terheltek, kiértékelésük kerülendő.

Általában a referencia-időszakra készült predikciók kevésbé egyeznek elvárásainkkal, mint a jövőbeli időszakokra futtatott becslések, hiszen egyértelmű, hogy a modellek – gyakorlatilag minden dísznövénytaxon esetén – alábecsülnek<sup>150</sup>. A referencia-időszakbeli alulbecslés oka – részben – már az átlagmátrixban is tettenérhető, hiszen honos fajaink többségének telepíthetőségét azon élőhelyek termőhelyére sem jelzi maximálisnak a mátrix, ahol természetesen módon előfordulnak, társulásalkotók (pl. *Fagus sylvatica*, *Tilia platyphyllos*, *Fraxinus excelsior*). Az elmondottak fényében a telepíthetőségi modell predikciói alapján az alábbi következtetések vonhatóak le:

- az éghajlatváltozás nagy valószínűséggel kedvező módon befolyásolja a következő taxonok telepíthetőségét (valószínűség szerint csökkenő sorrendben, ensemble-megközelítés alapján szemrevételezéssel): *Ulmus pumila* var. *arborea*, *Taxodium distichum*, *Salix alba*, *Populus simonii*, *Pyrus calleryana*, *Juniperus virginiana*, *Fraxinus excelsior*, *Cupressus sempervirens*, × *Hesperotropis leylandii*, *Cercis siliquastrum*, *Crataegus* × *lavalleei*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer saccharinum*, *Prunus serrulata* és *Ginkgo biloba*;
- az éghajlatváltozás nagy valószínűséggel kedvezőtlen módon befolyásolja a következő taxonok telepíthetőségét (ensemble-megközelítés alapján)<sup>151</sup>: *Abies nordmanniana*, *Fagus sylvatica*, *Larix decidua*, *Pinus strobus*, *Rhododendron catawbiense*, *Sorbus aucuparia*, *Thuja plicata* és *Tilia platyphyllos*;
- a többi vizsgált dísznövényre a klímaváltozás hatása nem állapítható meg egyértelműen. Bár a modellek inkább kedvező hatást mutatnak, a változás nem olyan jelentős és nem is olyan könnyen magyarázható, hogy a modelleredményekből következtetéseket vonjunk le. E fajok tehát a következők: *Aesculus hippocastanum*, *Albizia julibrissin*, *Acer palmatum*, *Magnolia grandiflora*, *Paulownia tomentosa*, *Picea pungens*, *Styphnolobium japonicum* és *Tetradium daniellii*.

Néhány dísznövénytaxon esetén a telepíthetőségi térképekből megállapítható trend nem egyezik előzetes várakozásaimmal, illetve avval, amit a szakirodalom által ismert ökológiai igényekből következtethetünk (részletesen lásd a későbbiekben). Ennek oka lehet többek között az, hogy

- a telepíthetőségi modell nem képes jól megragadni a taxon környezeti igényeit;
- a telepíthetőségi modell által használt élőhelymodell(ek) nem kellően megbízható(ak);
- a szakértői élőhely-dísznövény mátrixok alá- vagy fölébecsülnek, esetleg hibával terheltek;
- előzetesen nem jól becsültem meg a taxon igényeit, előzetes várakozásom tévedésen alapul; vagy

<sup>148</sup> E meglátással párhuzamosan fontos hangsúlyozni, hogy a hasonlóan részletgazdag térképes hatástanulmányokat mindenkor megfelelőbb statisztikai értelemben, régióként kiértékelni, mint az egyes földrajzi pontokban becsült értékeket mint megbízható modelleredményeket interpretálni (Osborne és Leitão 2009; Gálos szem. közl. 2016; Mitchell és mtsai. 2016).

<sup>149</sup> Hazánkban elsősorban Budapestre, Debrecenre és Szegedre vonatkozóan állnak rendelkezésre adatok (Bottyán 2008, Dezső 2009, Unger 2011, Lelovics 2012).

<sup>150</sup> Ebből egyenesen következik, hogy a jövőbeli időszakok esetén is hibával terhelt – vélhetően hasonlóképpen alábecsülő – predikciót kaptunk, mely egy újabb érv amelllett, hogy a trendeket értelmezzük az egyes térképi eredmények helyett.

<sup>151</sup> Köztük sorrendet nem lehet egyértelműen megállapítani, hiszen más eredményt kapunk, ha a magas és más, ha az alacsony telepíthetőségi valószínűségekre helyezük a hangsúlyt, továbbá az sem mindegy, hogy az ország egészét figyeljük, vagy azon területeket, ahova a referencia-időszakra telepíthetőnek jelezte a modell a fajt. Az mindentől függetlenül bizonyos, hogy a *Rhododendron catawbiense* modellje mind közül a legpesszimistább.

– az általam citált szakirodalom és a felkért szakértők nem értenek egyet bizonyos környezeti igények tekintetében (függetlenül attól, hogy melyikük téved).

E lehetőségek közül nincs objektív eszközöm választani, azonban a várakozásaimmal ellentétes eredményeket mindenképpen fontosnak tartom kiemelni. A következőkben szakirodalmi kontextusba helyezve vizsgálom<sup>152</sup> az egyes dísznövényekre készült telepíthetőségi predikciókat. A dísznövények igényeit tekintve szándékosan elsősorban hazai irodalomra vagy szaklektorált fordításra támaszkodom, mivel a nemzetközi – főként nyugat-európai – szakkönyvekben használt relatív fogalmakat (szárazságtűrő, fagyűrő stb.) a hazai környezeti viszonyokra adaptálni nehéz és szubjektív.

A *Cercis siliquastrum* és *Cupressus sempervirens* kedvező telepíthetőségi predikciója megfelelt előzetes várakozásaimnak<sup>153</sup>. A mérsékelt száraz, meszes talajt kedveli (Istituto 2001, Tóth 2012), ennek megfelelően az élőhely-dísznövény mátrix is jelzi a meszes élőhelyek iránti preferenciáját (pl. L1) és hogy a savanyú talajú élőhelyeket kerüli (pl. K7a, K7b, L4a, L4b). A *C. sempervirens* igényei hasonlóak<sup>154</sup>. A szennyezett levegőt tűri, talajkémhatásban nem válogat (Gymnosperm 2016). E jellemzőjében különbözik a *C. siliquastrum*tól, ez az eltérés azonban az élőhely-dísznövény mátrixban nem érhető tetten.

A *Crataegus × lavalleyi*, *Juniperus virginiana* és *Pyrus calleryana* modellje a referencia-időszakra feltehetően alulbecsül, a predikciók által jelzett optimista trend viszont az előzetes várakozásokkal összhangban áll<sup>155,156,157</sup>. Mindhárom faj telepíthető páraszegény és szennyezett levegőjű helyre (Galántai és Tóth 2001). A klaszterbe tartozó fajok szárazságtűrése (és talaj iránti toleranciája) már nem olyan kifejezett, mint a *Cercis–Cupressus* párosé, viszont téltűrésük jobb. Igényeik alapján nem csodálkozhatunk, hogy a predikciók szerint e fajokat is kedvezően érinti majd az éghajlatváltozás.

<sup>152</sup> a 6.3.2. fejezetben követett (az átlagmátrix klaszteranalízise szerinti) sorrendben

<sup>153</sup> A *C. siliquastrum* melegkedvelő és szárazságtűrő (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Mediterrán elterjedési területén (Istituto 2001) részben köves, sziklás talajok pionír fája (Istituto 2001), de folyópartokon és erdőszegélyben is megjelenik (Tóth 2012). Telepíthető száraz homoktalajra, vagy köves talajra, és páraszegény, szennyezett levegőjű helyre (Galántai és Tóth 2001). Fiatalon fagyérzékeny (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), a *Cercis canadensis*nél kevésbé téltűrő (Vermeulen 2005, Tóth 2012). Jó városűrő (Tóth 2012).

<sup>154</sup> Ez nem csoda, hiszen szintén mediterrán származású (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006), a Kelet-Mediterráneumban egykor nagy tömegben fordult elő vadon, mára azonban jelentősen visszaszorult (Kereszty 1998, Debreczy és Rác 2000, Istituto 2001). Igen szárazságtűrő (Schmidt és Tóth 2006), köves vagy homokos, száraz talajra kiválóan telepíthető (Galántai és Tóth 2001). Téltűrése meleg, száraz fekvésben biztosított (Debreczy és Csapody 1971, Józsa 1993).

<sup>155</sup> A *C. × lavalleyi* a *C. crus-galli* és a *C. pubescens* f. *stipulacea* hibridjeként 1870 körül Franciaországban keletkezett (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), bár evvel nem minden forrás ért egyet (Vermeulen 2005, GRIN 2016). Fényigényes, de tágtűrős (Tóth 2012), téltűrő (Vermeulen 2005), városűrő (Gencsi és Vancsura 1997) faj. A hazai galagonyáknál igényesebb (Schmidt és Tóth 2006): átlagos kerti talaj is megfelelő számára, de a jó tápanyag- és vízellátású talajt kedveli (Tóth 2012), száraz talajon gyengébben fejlődik (Schmidt 1980).

<sup>156</sup> A *J. virginiana* kelet-észak-amerikai faj (Debreczy és Csapody 1971, Gencsi és Vancsura 1997), ahol a lomboserdőv egyetlen pikkelylevelű borókafaja (Debreczy és Rác 2000). Változatos, gyakran szélsőséges termőhelyeken nő (Gencsi és Vancsura 1997). Szárazságtűrése nem éri el a nemzetség kontinentális fajait, Debreczy és Csapody (1971) ezért elsősorban a nyugati országrészre javasolja telepíteni. Száraz területeken lassabban nő, szárazságtűrése ezért Józsa (1993) szerint is csak közepes, ennek ellenére Galántai és Tóth (2001) száraz, köves, homokos talajra is javasolja a telepítését, továbbá Gencsi és Vancsura (1997) is kiemeli szárazságtűrését. Schmidt és Tóth (2006) szerint szárazságtűrése a *J. communis*t közelíti, és a szennyezett levegőt a honos fajnál jobban tűri. Melegkedvelő, fényigényes (Gencsi és Vancsura 1997) és fagyűrő (Józsa 1993, Bannister és Neuner 2001).

<sup>157</sup> A *P. calleryana* Kelet-Ázsiában honos (Swearingen és mtsai. 2010, Tóth 2012). Mély rétegű, tápdús, középkötött talajt kedvel, és semleges vagy meszes talajon fejlődik kielégítően (Tóth 2012). Fény- és melegkedvelő (Tóth 2012), betegségeknek ellenálló (Brickell 2003) és városűrő (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012) faj. Tágtűrős, fagyűrő és szárazságtűrő (Tóth 2012).

### Eredmények és értékelésük

Az *Ulmus pumila* var. *arborea* – a vizsgálatba vont fajok között – az éghajlatváltozás legnagyobb nyertese. A szakértői mátrixok is mutatják igen tág tűrőképességét, amelyet a szakirodalom is alátámaszt (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012)<sup>158</sup>. Az eddig bemutatott taxonok egy nagy klasztert alkotnak, az átlagmátrix szerint a legmeghatározóbb különbség a következő dísznövények igényeivel összevetve a száraz vagy gyenge talajú élőhelyek (G, H, M) termőhelyére történő telepíthetőség. Ez valóban igaz a bemutatott hat taxonra, de kétséges, hogy az alábbiak közül némelyikre ne vonatkozna ugyanúgy e megállapítás (részletesen lásd alább, a kérdéses taxonoknál).

A *Salix alba* Európában, Északnyugat-Afrikában, valamint Ázsiában is többhelyütt előfordul (Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001, Tóth 2012), hazánkban a J2, J3, J4, J5, J6 élőhelyeken, továbbá a P2a, RB és U6, kutatásomban nem szereplő élőhelyeken fordul elő (Bölöni és mtsai. 2007). Az élőhely-dísznövény mátrix evvel összhangban áll, közben látható, hogy a szakértők – a definíciót figyelembe véve – elsődlegesen a telepíthetőséget mérlegelték, figyelembe véve, hogy mely termőhelyen képes a faj a rá jellemző magasságot, habitust, díszértéket elérni. Ennek megfelelően a J2 élőhelyére a J1a és J1b-nek megfelelő valószínűséget jelez a mátrix, holott előbbinek társulásalkotója, míg az utóbbi kettőnek nem<sup>159</sup>. A *T. distichum* lombhullató nyitvatermő (Vermeulen 2005, Schmidt és Tóth 2006), mely Délkelet-USA mocsaras vidékein honos (Gencsi és Vancsura 1997, Debreczy és Rácz 2000, Vermeulen 2005, Schmidt és Tóth 2006). Ennek ellenére a pangó vizet – a *S. albához* hasonlóan (Gencsi és Vancsura 1997) – nem tűri (Józsa 1993, Gencsi és Vancsura 1997)<sup>160</sup>. A két faj ökológiai igénye igen hasonló, különbség leginkább a fiatalkori fagyérzékenységben és a mésztűrésben van. Ez utóbbi jellemző az élőhely-dísznövény mátrixról nem köszön vissza, a mátrix szerint a legfőbb különbség a B és M élőhelycsoportok termőhelyén mutatkozik meg. A két taxon telepíthetőségi predikciójának értékelése nem magától értetődő. A vízhez kötődés jól magyarázható, azonban az éghajlatváltozás kedvező – végképp, ilyen mértékben kedvező – hatása első olvasatra nehezen hozható összefüggésbe az ökológiai megfontolásokkal. Mivel azonban a jövőbeli predikciókat elsősorban a J1a, J2 és J6 élőhelyek határozták meg<sup>161</sup>, elképzelhető, hogy a két fajt az éghajlatváltozás a jövőben tényleg kedvezően érinti majd.

A *Fagus sylvatica* és *Sorbus aucuparia* egy klaszterre kerülése indokolt. A *F. sylvatica* a vizsgálatba vontak közül elsősorban a J5, K1a, K2, K5, K7a, K7b, L4a, LY1, LY3, LY2, LY4 és N13 élőhelyeken fordul elő, a *S. aucuparia* pedig a K5, K7a, L4a, LY2 és LY4 élőhelyeken jelenik meg (Bölöni és mtsai. 2007), utóbbi faj termőhelye tehát – hazánkban legalábbis – a *F. sylvatica* termőhelyének részhalmazát képezi. Elterjedési területük azonban eltér (vö. Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001), és ökológiai igényük is csak részben fed át. A *F. sylvatica* inkább a

<sup>158</sup> Közép-Ázsiából származik (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), meleg- és fénykedvelő (Tóth 2012). Sziktűrő (Gencsi és Vancsura 1997, Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006), a szilfavésznek ellenálló (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006). Közepesen szárazságtűrő (Schmidt és Tóth 2006), sovány, száraz talajon is megmarad (Galántai és Tóth 2001), de ott lassabban és alacsonyabban nő (Tóth 2012).

<sup>159</sup> Fény- és melegigényes (Gencsi és Vancsura 1997), de nem fagyérzékeny (Tóth 2012). Tápdús, nem túl kötött, jó vízellátású talajra való, ezért elsősorban meszes öntéstalajra érdemes telepíteni (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). Az időszakos elárasztást – a *Taxodium distichum*hoz hasonlóan (Galántai és Tóth 2001, Vermeulen 2005), de a legtöbb dísznövényünkkel ellentétben – jól tűri (Galántai és Tóth 2001, Tóth 2012).

<sup>160</sup> Fényigényes (Gencsi és Vancsura 1997). Vermeulen (2005) szerint talajban nem válogat, ugyanakkor a mészre érzékeny (Galántai és Tóth 2001, Orlóci 2005, Schmidt és Tóth 2006). Optimális termőhelye a gyakran elárasztott mély rétegű homoktalaj (Gencsi és Vancsura 1997), száraz talajokon gyengébben fejlődik (Józsa 1993, Gencsi és Vancsura 1997). Télálló, de fiatalon fagyérzékeny (Józsa 1993, Gencsi és Vancsura 1997, Orlóci 2005).

<sup>161</sup> A J1a és J2 optimista becslését illetően lásd a 6.4.1.2. fejezetben írtakat.

*Eredmények és értékelésük*

kiegyenlített éghajlatot, míg a *S. aucuparia* a hűvös klímát találja meg a fent jelzett élőhelyeken<sup>162</sup>. Az élőhely-dísznövény mátrix a *F. sylvatica* telepíthetőségét a J5 és L4a termőhelyére minden bizonnyal alulbecsli, és a *S. aucuparia* modellje is feltehetően bizonytalanságokkal terhelt, habár fontos szem előtt tartanunk, hogy a potenciális telepíthetőség és az elterjedés nem feleltethetőek meg egymásnak. Sziklás erdők közül például az LY1 és LY3 termőhelyét jelzi a mátrix optimálisnak, holott éppen a másik két sziklás erdő élőhelyén fordul elő a faj természetes módon. Feltehetően a *S. aucuparia* és a *F. sylvatica* modellje is alulbecsüli a faj tűrőképességét, és így a referencia-időszakbeli telepíthetőségét, mely azonban nagy valószínűséggel a jövőbeli predikciókat nem érinti<sup>163</sup>. A *F. sylvatica* igényes mezofiton (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012)<sup>164</sup>. Azon kevés dísznövényünk egyike, amelynek hazai potenciális jövőbeli telepíthetőségét – ha teljesen más módszertani megközelítésben és más céllal is, de – már többen vizsgálták (Mátyás és mtsai. 2010a, Mátyás és mtsai. 2010b, Czúcz és mtsai. 2011, Rasztovits és mtsai. 2012, Czúcz és mtsai. 2013, Rasztovits és mtsai. 2014), amely nem csoda, hiszen egyik legfontosabb erdészeti fafajunk (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006). Ezen kutatások az általam megállapított trendekhez nagyrészt hasonló eredményt adtak. A *S. aucuparia* elsősorban Európában honos, annak északibb területein gyakori, nálunk viszonylag ritka (Gencsi és Vancsura 1997). Igényes faj (Schmidt és Tóth 2006), a hűvös termőhelyeket kedveli (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), a kései fagyokat, erős téli hideget viszont jól tűri (Gencsi és Vancsura 1997, Vermeulen 2005)<sup>165</sup>.

Az *Acer pseudoplatanus* és *Tilia platyphyllos* egy klaszterbe kerülését és hasonló telepíthetőségi térképeit jól indokolja hasonló ökológiai igényük, amelyet elterjedési területük (Euforgen 2016) és a hazai előfordulásuk is megerősít. Böllöni és mtsai. (2007) az *A. pseudoplatanust* a J5, K5, LY1, LY2, LY3, LY4 és N13, míg a *T. platyphyllost* a K1a, K5, L1, L2x, LY1, LY2, LY3 és LY4 élőhelyeken élőhelyeken említi<sup>166</sup>. Az élőhelypreferenciájuk közti különbséget az átlagmátrix nem erősíti meg, a K1a, L1, L2x és N13 termőhelyére a szakértők mindkét fajt hasonló mértékben javasolják telepíteni. Érdekes, hogy az L élőhelycsaládból éppen az L1 és L2x termőhelyét tartják kevésbé megfelelőnek a szakértők a *T. platyphyllos* telepítésére. E két esetben, illetve az *A. pseudoplatanus* J5-nek megfelelő környezetbe való telepíthetőségét illetően a modellek egyértelműen alulbecsülnek. A klaszter közelállását a *Fagus–Sorbus* klaszterhez szintén megerősítik

<sup>162</sup> E két faj példája rávilágít arra, hogy a telepíthetőségi területek modellezésekor ahhoz hasonló problémák kerülhetnek elő, mint az élőhelyek modellezésénél: nevezetesen, hogy a referencia-időszakra jól felépített modell nem feltétlenül a megfelelő prediktorokat találja meg. Akárhogy is változik az éghajlat, a két faj telepíthetőségi predikciója hasonló lesz, mert modelljük (a mátrix egy-egy sora) hasonló (említésre méltó különbséget csak az L5 esetén mutat a mátrix) annak ellenére, hogy ökológiai igényük csak látszólag az. A Magyarországon túllépő, a teljes elterjedési területüket figyelembe vevő modell a két faj közti különbséget jobban meg tudná ragadni.

<sup>163</sup> A modellek pontosításakor is leginkább csak visszaszoruló élőhelyek jutnának nagyobb szerephez.

<sup>164</sup> A kiegyenlített, hűvös, nedves éghajlatot kedveli (Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001). A páraszegény, szennyezett levegőjű termőhelyeket nem bírja (Tóth 2012), egyik legpáraigényesebb hazai lomblevelű fajunk (Gencsi és Vancsura 1997). Mély rétegű, tápdús talajra való (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). A meszet tűri, sőt, kedveli (Gencsi és Vancsura 1997, Vermeulen 2005, Tóth 2012), a túl savanyú talajokat viszont nem (Instituto 2001). Száraz, sovány, tömörödött talajban sínylődik (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). A késői fagyokra érzékeny (Tóth 2012).

<sup>165</sup> A talajkémhatásra nem érzékeny (Instituto 2001; lásd különböző tajaligényű változatait: Gencsi és Vancsura 1997), bár Tóth (2012) szerint a meszes talajt rosszul tűri. Jó alkalmazkodóképességű (Tóth 2012). A tartós szárazságot nem jól viseli (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), ahogy a páraszegény levegőt sem (Tóth 2012). Fényigényes pionír (Gencsi és Vancsura 1997). Optimuma a mély rétegű, üde talaj, de tápanyagszegény talajon is megél (Gencsi és Vancsura 1997, Vermeulen 2005, Tóth 2012). A tömörödött talajt nem kedveli (Instituto 2001).

<sup>166</sup> Vö. az *A. pseudoplatanus* közismertebb magyar nevét (Priszter 1998) az elterjedésével.

### Eredmények és értékelésük

az elterjedési és ökológiai igény-adatok (pl. Gencsi és Vancsura (1997) az *A. pseudoplatanus* telepítési feltételeit a *F. sylvaticáé*hoz hasonlítja). Az *A. pseudoplatanus* Európában és a Kaukázusban honos (Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012) közép-európai flóraelem, amelynek természetes elterjedési határait az évszázadokra visszanyúló művelés elmosta (Gencsi és Vancsura 1997)<sup>167</sup>. A *T. platyphyllos* Európában, a Kaukázusban és Kis-Ázsiában honos (Instituto 2001, Tóth 2012), Gencsi és Vancsura (1997) szubatlantikus-szubmediterrán flóraelemként jellemzi<sup>168</sup>. Mindkét faj gyökérzete jól alkalmazkodott a törmelékes talajú, sziklás élőhelyekhez (Gencsi és Vancsura 1997). A telepíthetőségi becslések nem jeleznek egyértelmű negatív vagy pozitív trendet, bár a fajok igényeit ismerve inkább a telepíthetőség visszaszorulása valószínűsíthető. Egy-egy hasonló megjelenésű, közeli rokonuk, az *Acer platanooides* és a *Tilia cordata* minden bizonnyal megfelelőbb környezetre lel majd a jövőbeli Magyarországon, mint a vizsgálatba vont két faj.

A *Fraxinus excelsior* viszonylag tágtűrű faj (Gencsi és Vancsura 1997), amelyet az is jelez, hogy milyen sok és eltérő jellegű élőhelyen megtalálja életterét (J5, J6, K1a, K2, K5, L1, L2a, L2x, L5, LY1, LY2, LY4 és M1 – Bölöni és mtsai. (2007)). Tűrőképessége – az élőhely-dísznövény mátrix szerint – valóban nagyobb, mint az *A. pseudoplatanusé* és a *T. platyphyllosé*, bár e három faj preferenciája hasonló. A jóval optimistább telepíthetőségi becslés a *F. excelsior* igénytelenségével jól magyarázható. Az L1 és M1 élőhelyén az átlagmátrix láthatóan alulbecsüli a faj telepíthetőségét. A *F. excelsior* – az előző két fajhoz hasonlóan – Európában, a Kaukázusban és Kis-Ázsiában honos (Instituto 2001, Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012)<sup>169</sup>. Alátámasztottnak látszik, hogy a telepíthetőségi predikciója a klaszterelemzés szerint hozzá közel álló négy fajnál optimistább.

Az *Aesculus hippocastanum* és *Prunus serrulata* egy klaszterre kerülését és hasonló telepíthetőségi predikcióit az átlagmátrix alapján következtethető hasonló környezeti igényeikkel jól magyarázhatjuk, melyet a szakirodalom csak részben támaszt alá. Indokoltnak tűnik, hogy a *P. serrulata* modellje optimistább. Származásuk is igen különböző, valamint alkalmazási területük (méretük és díszértékük miatt) is eltér. Az *Ae. hippocastanumot* a szakirodalom mezofil fajként

<sup>167</sup> Üde (Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), mély rétegű és tápdús (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012) talajt kedvel. Meszes talajon fejlődik jól (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). Szereti a hűvös nyarakat (Instituto 2001), a csapadékos, páras termőhelyet (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). Városterése az *A. platanooides*nél némiképp jobb (Schmidt és Tóth 2006), bár azért Galántai és Tóth (2001), valamint Tóth (2012) egyik fajt sem ajánlják páraszegény, szennyezett levegőjű helyre. Jó téltűrő faj (Gencsi és Vancsura 1997), mely idősebb korában fényigényes (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012).

<sup>168</sup> A síkvidékeket az *A. pseudoplatanus*hoz hasonlóan kerüli (Gencsi és Vancsura 1997), ahogy a száraz levegőt és a kontinentális éghajlatot is (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). Szennyezett levegőjű városba nem javasolt telepíteni (Galántai és Tóth 2001, Tóth 2012). Mezofil (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006) faj, a mély rétegű, üde talajokat szereti (Instituto 2001, Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). Mészkedvelő (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), szereti a humuszban gazdag tápdús talajokat (Instituto 2001, Tóth 2012), a kissé savanyú talajt még elviseli (Instituto 2001 Tóth 2012). Félárnyéktűrő (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), a kora tavaszi fagyokra érzékeny (Tóth 2012).

<sup>169</sup> Mérsékelt víz- és tápanyagigényes (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), a mély rétegű, jól szellőzött talajokon fejlődik szépen (Gencsi és Vancsura 1997). Előfordul ugyanakkor sziklás, kötőmélés termőhelyen is (Gencsi és Vancsura 1997, Bölöni és mtsai. 2007). Mészkedvelő (Vermeulen 2005, Tóth 2012), de gyengén savanyú talajon is megél (Tóth 2012). Fény- és mérsékelt melegkedvelő (Tóth 2012). Az előző két fajhoz képest az optimumát inkább a melegebb, kontinentálisabb éghajlaton találja meg, de a hűvös atlanti és montán területeken is megél (Gencsi és Vancsura 1997, Vermeulen 2005). Közepesen szárazságtűrő (Schmidt és Tóth 2006), az üde talajokat kedveli (Gencsi és Vancsura 1997). A városi levegőt is többé-kevésbé tűri (Schmidt és Tóth 2006), de azért páraszegény, szennyezett levegőjű helyekre nem javasolt telepíteni (Galántai és Tóth 2001, Vermeulen 2005). A kései fagyokra érzékeny (Gencsi és Vancsura 1997). Instituto (2001) szerint az elárasztást is tűri, melyet Gencsi és Vancsura (1997) 1–2 hétben maximalizál.

jellemzi (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), amely száraz és szennyezett levegőn sýnlódik (Gencsi és Vancsura 1997, Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012, Marácz 2013)<sup>170</sup>. A *P. serrulata* Kelet-Ázsiából származik (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Számos fajtája ismert, melyek taxonómiai hovatartozása vitatott (Tóth 2012)<sup>171</sup>. Az *Ae. hippocastanum*ot – környezeti igényei alapján – a *F. sylvaticá*hoz közel, akár avval egy klaszterbe vártam, melyet alátámaszt, hogy a két faj hasonló termőhelyekről származik (Istituto 2001). Igaz azonban, hogy az élőhely-dísnövény mátrix szerint sem az *Ae. hippocastanum*, sem pedig a *P. serrulata* nem való a sziklás erdők termőhelyére, melyben alapvetően különböznek az előttük bemutatott öt fajtól. Ezt a különbséget szakirodalmi forrással nem sikerült megtámogatnom. A trendet nemigen mutató telepíthetőségi becslések közül az *Ae. hippocastanum*é felkelti a felülbecslés gyanúját.

A *Ginkgo biloba*, *Acer saccharinum* és *Picea pungens* klasztere meglepő, kevés ökológiai érvet tudunk a kialakulása mellett felhozni. Jellegükben, díszértékükben, szokásos alkalmazási módjukban e fajok jelentősen eltérnek: a *G. biloba* a semmi egyébbe nem hasonlító, kártevőt és kórokozót alig ismerő (Istituto 2001, Marácz 2013), várostűrő (Schmidt és Tóth 2006) különlegesség, az *A. saccharinum* a mérsékelt (Galántai és Tóth 2001, Tóth 2012), törekeny ágrendszerű (Gencsi és Vancsura 1997, Vermeulen 2005, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), hatalmas mezofiton (Tóth 2015) juharfaj, míg a *P. pungens* az ezüstlombú fajtáiról ismert, az igényes kerttervező által már kissé megunt fenyő<sup>172,173,174</sup>. Felmérve a három faj ökológiai igényeit hihetőbbnek tünik az átlagmátrix alapján számolt telepíthetőségi predikciók sorrendje, az ensemble-megközelítés szerint ugyanis e három faj közül az *A. saccharinum*ot érinti legkedvezőbben a klímaváltozás, ez azonban nem valószínű.

<sup>170</sup> Balkáni és kis-ázsiai elterjedése (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012) reliktum jellegű (Gencsi és Vancsura 1997). A talajkémhatással szemben közömbös (Gencsi és Vancsura 1997), de a tápanyagban gazdag, mély talajokat igényli (Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001, Tóth 2012), amelyek jó vízellátottságúak, de nem túl nedvesek (Tóth 2012). A tömörödött és szótt városi talajt nem viseli (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Hideg- és félárnyéktűrő (Gencsi és Vancsura 1997).

<sup>171</sup> Közepes tápanyag- és vízigényű (Tóth 2012), a túl nedves vagy túl száraz talajban sýnlódik (Galántai és Tóth 2001, Tóth 2012). A kissé meszes talajokon fejlődik a legszebben, emellett fénykedvelő (Tóth 2012).

<sup>172</sup> A *G. biloba* Kelet-Kínában honos (Józsa 1993, Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001, Schmidt és Tóth 2006). Hazájában hűvös völgyek lakója (Istituto 2001), ennek ellenére páraszegény és szennyezett levegőjű helyre is telepíthetjük (Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006). Közepesen szárazságtűrő (Schmidt és Tóth 2006), talajra, éghajlatra nem különösebben érzékeny (Schmidt és Tóth 2006, Marácz 2013). Teljesen télálló (Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001), bár fiatalon fagyérzékeny (Marácz 2013).

<sup>173</sup> Az *A. saccharinum* Kelet-Észak-Amerikából (Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), annak folyómenti, áradásos területeiről származik (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). Gencsi és Vancsura (1997) szerint ritkán sziklás hegyoldalakra is felkúszik eredeti élőhelyén. Származásának megfelelően a nedves vagy üde talajokon fejlődik kielégítően (Galántai és Tóth 2001, Tóth 2012). Tápanyagban gazdag, mészes talajt kedvel (Tóth 2012, de vö.: Instituto 2001). A sziket nem viseli (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Fényigényes (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), hamar öregedő pionír (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), amely a szennyezett levegőt Gencsi és Vancsura (1997) szerint jól, Galántai és Tóth (2001) szerint viszont nem tűri.

<sup>174</sup> A *Picea pungens* elsősorban magashegységi, azon belül is nedves rétekhez és patakokhoz kötődő elterjedése (Debreczy és Rácz 2000, Instituto 2001) nem indokolja szárazságtűrését (hazájában Gencsi és Vancsura (1997) szerint vízlucnak is nevezik, de ezt az adatot nem sikerült névadatbázisok segítségével megerősítenem (GRIN 2016, GBIF 2016, Catalogue 2016)), ugyanakkor eredeti élőhelyén is néha leereszkedik az alacsonyabb és szárazabb területekre (Debreczy és Csapody 1971). Tägtűrésű (Orlóci 2005); Gencsi és Vancsura (1997), valamint Józsa (1993) szerint kedvező talajadottságok mellett a száraz éghajlatot is elviseli. Debreczy és Csapody (1971) felhívják a figyelmet, hogy száraz körülmények között a *Picea pungens* – különösen a *Picea abies*re oltott fajták – növekedése igencsak lelassul. Schmidt és Tóth (2006) szerint a páraszegény és száraz klímát elsősorban a viaszosabb lombú, kék lombú fajták tűrik. Instituto (2001) meglátásával ellentétben Galántai és Tóth (2001) az alapfajt is javasolja páraszegény, szennyezett levegőjű helyre, valamint száraz, homokos vagy köves talajra.

### Eredmények és értékelésük

A klaszteranalízis eredménye és az ensemble-becslés közti ellentmondást a  $\times$  *Hesperotropsis leylandii* és a *Styphnolobium japonicum* esetében részben magyarázza csak az átlagmátrix szerinti – az F, a H, a K és az M élőhelycsaládok termőhelyén megfigyelhető – eltérő preferenciájuk. Valószínűbb azonban, hogy a háttérben az ensemble-modell által kiválasztott élőhelyek állnak: a  $\times$  *H. leylandii* modellje sokkal homogénebb módon támaszkodik a H5a élőhely jövőbeli becsléseire. A két faj egy klaszterre kerülése nem magától értetődő, sőt, teljesen eltérő megjelenésük és alkalmazásuk miatt elsőre meglepő. Az alább bemutatott ökológiai igényeikben azonban felfedezhetünk párhuzamokat (fényigény, szárazságtűrés, talaj iránti közömbösség). A  $\times$  *H. leylandii* származását viták övezik (Schmidt és Tóth 2006), feltehetően a *Cupressus nootkatensis* és a *C. macrocarpa* spontán hibridje (Vermeulen 2005, Orlóci 2005, Schmidt és Tóth 2006, GRIN 2016). A hazai szakirodalom keveset tud a faj környezeti igényeiről, mivel Magyarországra elég későn került (Debreczy és Csapody 1971, Schmidt és Tóth 2006)<sup>175</sup>. A *S. japonicum* Kínában honos, koreai előfordulásának természetessége vitatott (vö.: Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Normál, tápdús talajra érdemes telepíteni (Tóth 2012), a szélsőséges termőhelyektől eltekintve mindenütt megél (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012)<sup>176</sup>. A két faj telepíthetőségi becslése nem egyértelmű, a  $\times$  *H. leylandii*-t várhatóan kedvezőbben érinti az éghajlatváltozás. Tűrőképességük – igénytelenségük és szárazságtűrésük – alapján azonban mindkét fajnál elképzelhető, hogy a modellek alulbecslik a telepíthetőséget. Az alulbecslés a referencia-időszakban is tetten érhető, részletes magyarázatát lásd alább, a *Tetradium daniellii*-nél.

A *Populus simonii*-t a klaszteranalízis az előző két fajhoz helyezte legközelebb (de nem velük egy klaszterre), ami tág tűrőképessége alapján jól indokolható. A környezeti igényekhez csak közvetetten kapcsolódik ugyan, de megjegyzendő, hogy a *P. simonii* és a  $\times$  *H. leylandii* növekedési erélye hasonló. Kelet-Ázsiából származik (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012)<sup>177</sup>. Tág tűrőképessége és jelenleg ismert telepíthetősége alapján feltehető, hogy a modell már a referencia-időszakban is alulbecsül, melynek részletes magyarázatát lásd alább, a *Tetradium daniellii*-nél.

A *Tetradium daniellii* modellje az előzetes várakozásaimhoz képest – illetve az előző fajhoz viszonyítva is – pesszimista. A referencia-időszakban a modellje feltehetően jelentősen alulbecsül (vö. a  $\times$  *Hesperotropsis leylandii*, *Styphnolobium japonicum*, *Populus simonii*, *Albizia julibrissin* és *Paulownia tomentosa* modelljeinek diszkutálásával), hegységekhez kötődése pedig semmilyen módon nem indokolható. Az anomáliának két oka lehet: vagy az élőhely-dísznövény mátrix

<sup>175</sup> Fényigényes (Orlóci 2005). A szárazságot jobban bírja, mint a rokon *Chamaecyparis*-fajok (Schmidt és Tóth 2006), és a nálunk ültetett *Cupressus*-fajoknál fagyűrőbb (Debreczy és Csapody 1971, Józsa 1993, Vermeulen 2005). Igénytelen (Orlóci 2005), száraz homokra vagy köves talajra is telepíthető (Galántai és Tóth 2001). Vermeulen (2005) szerint bármilyen talajon megél, de Galántai és Tóth (2001) szerint mézskerülő. Kedveli a jó vízelvezetésű talajokat (Hessayon 2004). Az egyik – ha nem a – leggyorsabb növekedésű fenyőfélének (Józsa 1993, Orlóci 2005, Vermeulen 2005). Napos vagy félárnyékos helyet kedvel (Hessayon 2004).

<sup>176</sup> Tápanyagszegény talaj is megfelelő számára, ha az meleg, laza (Gencsi és Vancsura 1997, Vermeulen 2005). Az enyhe sziket egyes források szerint bírja (Gencsi és Vancsura 1997, de vö.: Galántai és Tóth 2001), de a túl magas talajvizet és az elárasztást nem (Gencsi és Vancsura 1997). Fény- és melegkedvelő (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012), a szárazságot jól bírja (Gencsi és Vancsura 1997, Galántai és Tóth 2001, Vermeulen 2005, Tóth 2012). Szennyezett és száraz levegőt is elvisel (Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006), fiatalon kissé fagyérzékeny (Gencsi és Vancsura 1997, Vermeulen 2005).

<sup>177</sup> Optimumát az üde talajokon találja meg (Tóth 2012), de a szárazságot is tűri (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). A túl nedves termőhelyet kerüli, amúgy talajban nem válogat (Tóth 2012). Mézskerülő, fény- és melegigényes (Tóth 2012). Jó várostűrő (Tóth 2012), a szennyezett, páraszegény levegőjű területekre is telepíthető (Galántai és Tóth 2001, Tóth 2012). Hamar öregszik (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012).



*Eredmények és értékelésük*

alulbecsüli a tűrőképességüket/telepíthetőségüket, vagy azon élőhelymodellek becsülnek alul, amelyek meghatározóak e két taxon telepíthetőségét illetően. Meglátásom szerint az alább részletezett szakirodalmi adatok mellett szólnak, hogy a mátrix téved a faj fátlan (főként a H és M) élőhelyekre történő telepíthetőségét illetően, jelentősen alulbecsülve így a *T. daniellii* tűrőképességét. Feltehető, hogy a szakértők a mátrix kitöltésekor a fátlan élőhelyeknek csakis az elsődleges és megfigyelhető előfordulását mérlegelték<sup>178</sup>, vagyis nem vették figyelembe, hogy ezen élőhelyek sokszor másodlagosan alakultak ki hazánkban (Bölöni és mtsai. 2011), és hogy a potenciális előfordulásuk (fundamentális niche-ük) messze meghaladja a tényleges előfordulásukat (realizált niche-üket). Így lényegileg a mátrix és az élőhelymodellek nem kapcsolhatóak egymáshoz, mert míg utóbbiak a potenciális elterjedést becslik, az előbbi – hibás módon – a tényleges, klimax/subklimax jellegű elterjedésekre reagál. A *T. daniellii* Kelet-Ázsiában honos (Gencsi és Vancsura 1997, Tóth 2012). Talajban nem válogat (Gencsi és Vancsura 1997), optimuma a laza vagy középkött, könnyen felmelegedő talaj (Tóth 2012)<sup>179</sup>.

Az *Acer palmatum* és *Magnolia grandiflora* egy klaszterbe kerülését nem vártam, mivel a *M. grandiflora* mint egy nálunk fagyérzékenysége miatt ritkán telepített, melegigényes fajra tekintettem, az *A. palmatum*ot pedig elsősorban mint egy gyakran ültetett, de páraigényes és mészkerülő bokorfának ismertem. Belátom azonban, hogy a két faj ökológiai igénye a fagyérzékenység/melegigényesség kivételével nagyrészt megegyezik. Az *A. palmatum* Kelet-Ázsiában honos (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), ahol savanyú talajú erdők alsó lombkoronaszintjét alkotja (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Környezeti igényei ennek megfelelnek<sup>180</sup>. A *M. grandiflora* Délkelet-USA-ban honos (Debreczy és Csapody 1971, Instituto 2001, Tóth 2012). Üde, nem túl kötött, mélyrétegű, tápdús talajba való (Tóth 2012)<sup>181</sup>. A két faj pesszimista predikciói várakozásaimnak megfelelnek, sőt, talán az *A. palmatum* esetén még felül is becsülnek.

Előzetes várakozásaimmal ellentétben, hogy az egy klaszterbe tartozó *Albizia julibrissin* és *Paulownia tomentosa* modelljei közül az *A. julibrissin*é a pesszimistább. E két faj telepíthetősége, közülük is leginkább az *A. julibrissin*é, igencsak konstraintív, és feltehetjük, hogy a modellek jelentősen alábecsülnek. Mindkét faj esetén a trend szerint kedvező az éghajlatváltozás, de a referencia-időszakra szinte megkérdőjelezzük a modellek a telepíthetőségüket. E problémakör diszkusszióját lásd a *Tetradium daniellii*-nél, az ott írtak meglátásom szerint e két fajra is

<sup>178</sup> Vö.: 6.3.1.1. fejezet.

<sup>179</sup> Ennek megfelelően száraz homoktalajra is telepíthető (Galántai és Tóth 2001). Fényigényes (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), legalább közepesen szárazságtűrő (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006). Melegigényes (Tóth 2012), és bár Gencsi és Vancsura (1997) teljesen télállóknak jelzi, Schmidt és Tóth (2006), valamint Tóth (2012) szerint fiatalon és nedves talajon fagyérzékeny. A páraszegény (Galántai és Tóth 2001) vagy szennyezett (Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006) levegőt jól tűri.

<sup>180</sup> Mészkerülő (Gencsi és Vancsura 1997, Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Szereti a jó vízellátást (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Párás, félárnyékos helyre telepíthető (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), a száraz talajt kerüli (Gencsi és Vancsura 1997). Árnyéktűrő (Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006), ellenben a tűző napot nem viseli (Gencsi és Vancsura 1997). Elsősorban a Nyugat-Dunántúlra és a hegyvidéki területekre javasolt a telepítése (Tóth 2012).

<sup>181</sup> Mészkerülő (Galántai és Tóth 2001, Tóth 2012). A párás klímát kedveli, a tűző naptól és a szárító szelektől védeni kell (Tóth 2012). Fagyérzékeny faj (Instituto 2001, Tóth 2012), amely a szennyezett levegőt tűri (Instituto 2001). Az ország nem túl száraz, enyhe telű területeire javasolt telepíteni (Debreczy és Csapody 1971). Hessayon (2004) a *M. grandiflora*ról adott elnagyolt megállapításait nem oszthatjuk.

*Eredmények és értékelésük*

érvényesek. Az *A. julibrissin* Irántól Japánig honos (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Jó vízáteresztő, mérsékelt szára talaj az optima (Tóth 2012), de száraz homoktalajba, vagy száraz köves talajba is ültethetjük (Galántai és Tóth 2001)<sup>182</sup>. A *P. tomentosa* Kínából származik (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Mélyrétegű, tápdús talajra való (Tóth 2012), amely jó vízáteresztő (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012)<sup>183</sup>. A két faj egy klaszterre kerülését sem támasztják alá az ökológiai igények, az *A. julibrissin* inkább a *Cercis–Cupressus* klaszter környékén vártam felbukkanni. Elképzelhetőnek tartom, hogy a G és H élőhelycsoport termőhelyére az *A. julibrissin* telepíthetőségét a mátrix alulbecsülte, és evvel indokolható, hogy a talajra igényesebb *P. tomentosához* került.

Magashegységekhez vagy párás környezethez kötődik az *Abies nordmanniana* (Farjon 1990, Debreczy és Rácz 2000), *Larix decidua* (Farjon 1990, Debreczy és Rácz 2000, Instituto 2001), *Thuja plicata* (Debreczy és Csapody 1971, Gencsi és Vancsura 1997, Debreczy és Rácz 2000) és *Pinus strobus* (Debreczy és Rácz 2000) elterjedése, így elvárható, hogy az éghajlatváltozás kedvezőtlenül érinti mind az elterjedésüket (vö. a *L. decidua* vonatkozásában Bede-Fazekas (2013b) megállapításaival), mind a potenciális telepíthetőségüket. Térképes előrejelzéseim e várakozással összhangban állnak. Ökológiai igényeikkel szépen alátámasztható e négy faj egy klaszterre kerülése, pesszimista predikciója, továbbá e becslések hasonlatossága a *Fagus sylvatica* – és a klaszteranalízis szerint hozzá közel álló fajok – predikciójához. Az *A. nordmanniana* nedves talajt és csapadékos klímát kedvel (Debreczy és Csapody 1971, Hessayon 2004, Schmidt és Tóth 2006)<sup>184</sup>. A *L. decidua* Gencsi és Vancsura (1997) szerint talajra nézve nem válogatós, de a tartós nyári meleget megsínyli<sup>185</sup>. A *P. strobus* a nedves, jó vízgazdálkodású termőhelyet kedveli (Debreczy és Csapody 1971, Gymnosperm 2016), a kontinentális éghajlat, alacsony páratartalom nem kedvez számára (Józsa 1993, Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006). Mivel meszes talajon sínylődik (Schmidt 1980, Józsa 1993, Gencsi és Vancsura 1997, Instituto 2001, Galántai és Tóth 2001, Schmidt és Tóth 2006), várható volt, hogy a bázikus talajjal jellemezhető élőhelyekhez kevésbé köti az élőhely-dísznövény mátrix, ez azonban a vártnál kevésbé markánsan jelenik meg. A potenciális telepíthetőségi területe viszont az éghajlatváltozás következtében olyan mértékben visszaszorul, hogy a mátrixban megfigyelhető anomália rejtve marad. A telepíthetőségét meghatározó élőhelyek viszonylag semlegesek, és bár mészkedvelő élőhely nincsen közöttük, a mészkerülők dominanciája sem figyelhető meg<sup>186</sup>. A *Th. plicata* üde, félárnyékos termőhelyre való (Debreczy és Csapody

<sup>182</sup> Fény- és melegkedvelő (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Szélvédett helyre való (Tóth 2012). Nyugat-Magyarországra és a hegységekbe a (déli hegyoldalak kivételével) nem javasolt telepíteni (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), máshol télálló (Schmidt és Tóth 2006).

<sup>183</sup> A kevés szárazságot még elviselő (Schmidt és Tóth 2006), de a tavaszi és kora nyári szárazságra érzékeny (Tóth 2012) mezofiton (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006). Várostartó (Tóth 2012). Fény- és melegigényes (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), fagyérzékeny (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), különösen fiatalon és nedves talajon (Tóth 2012). Az *A. julibrissin*nel ellentétben gyors növésű, de törékeny ágrendszerrel fejleszt (Tóth 2012).

<sup>184</sup> Páraigényes (Józsa 1993), bár az *Abies albán*ál – mind talaj-, mind vízigény szempontjából – igénytelenebb (Gencsi és Vancsura 1997, Schmidt és Tóth 2006).

<sup>185</sup> Schmidt és Tóth (2006) is páraigényes mezofitonként jellemzi a fajt, ugyanakkor jó vízgazdálkodású, tápdús talajra javasolja telepítését, Józsa (1993) munkájával egyetértésben. Száraz helyen senyved (Orlói 2005).

<sup>186</sup> Vö. a 6.4.2.2. fejezetben írtakkal.

1971), árnyéktűrő (Gencsi és Vancsura 1997)<sup>187</sup>.

A *Rhododendron* nemzetségre jellemző a talajkémhatással szemben támasztott igény (Galántai és Tóth 2001, Hessayon 2004, Orlóci 2005, Schmidt és Tóth 2006), a vizsgálatba vont *Rh. catawbiense* is mészkerülő, savanyú talajt kedvelő faj (Tóth 2012)<sup>188</sup>. A *Rh. catawbiense* klaszterelemzés szerinti különállása speciális igényeivel indokolható, habár mészkerülése miatt az *A. palmatum*hoz közelebb vártam. A referencia-időszakra adott pesszimista predikció feltehetően nem alulbecslés eredménye, a még borúlátóbb jövőbeli becslések pedig előzetes várakozásaimnak megfelelő trendet jeleznek.

Megállapítom, hogy a klaszteranalízis eredménye nagyrészt megegyezik a dísznövénytaxonok környezeti igényei alapján várható csoportosítással, továbbá e csoportok nem csak az élőhely-dísznövény mátrixot jellemzik jól, hanem alapjában véve alkalmasak a potenciális telepíthetőségi területeknél megfigyelhető hasonlóságok leírására is, amely leginkább annak köszönhető, hogy a kétféle telepíthetőségbecslési megközelítés (ensemble és átlagmátrix szerinti) nem vezetett alapjaiban eltérő eredményekre. Így alátámasztottnak látom azt a lehetőséget, hogy – kellő fenntartásokkal ugyan, de – a vizsgálatba vont 31 dísznövénytaxon listáját bővítsük úgy, hogy a klaszterekhez további, irodalmi vagy tapasztalati úton igazoltan hasonló igényű fajokat adunk<sup>189</sup>. A telepíthetőségi térképeken fellelhetőek olyan területek, amelyekre a becslés ellentmond a megalapozott előzetes várakozásoknak, vagy esetleg egyenesen hibásnak tekinthető<sup>190</sup>.

A fentebb egy-egy dísznövénytaxon telepíthetőségi becslése kapcsán írtak továbbgondolásra érdemesek<sup>191</sup>. A 6.4.1.2. fejezetben írtak szerint az élőhelymodellek egy része a talajjellemezők rovására inkább az azokkal korreláló éghajlati háttérváltozókat ítélte fontosnak, amely a referencia-időszakra készített predikciókon és modelljósági mérőszámokon nem érhető tetten, pusztán a jövőbeli becsléseken, melyek jellemzően optimistábbak a vártnál. Az ilyen élőhelymodellekre épülő telepíthetőségi modellek – főként, ha az élőhely-dísznövény mátrix alulbecsüli a dísznövénytaxon tűrőképességét – a referencia-időszakra viszonylag pesszimista (vagy legjobb esetben is csak realista) becslést adnak, ám a jövőbeli időszakokra a telepíthetőségi becslés már realista, vagy – a fenti esetben – túl optimista. Függetlenül attól, hogy a jövőbeli telepíthetőségi térképek mennyire tükrözik a majdani valóságot, két állítást mindenképpen leszögezhetünk. Egyrészt az ilyen becslések, még ha véletlenül jó eredményt is adnak, háttérben meghúzódó modellek hibásak. Másrészt az ilyen becslések mindenképpen azt sejtetik, hogy a különböző időhorizontra vetített becslésekből trendet – esetünkben pozitív trendet – olvashatunk le, holott ez nincs így. Szélsőséges esetben előfordulhat, hogy egy éghajlatra nézve végtelenül tágtúrúsú, viszont talajjellemezőkre

<sup>187</sup> Szereti a páras, csapadékos (Józsa 1993, Schmidt és Tóth 2006), de meleg (Józsa 1993) környezetet, így elsősorban az óceáni klíma a kedvező számára (Instituto 2001). Tápdús talajt kíván (Schmidt és Tóth 2006). Fialaton (Debreczy és Csapody 1971, Schmidt és Tóth 2006), illetve hűvös, nedves helyen (Józsa 1993) fagyérzékeny. Gencsi és Vancsura (1997) télállóknak tartja.

<sup>188</sup> Az USA keleti részéről származik (Debreczy és Csapody 1971, Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012), ahol sziklás lejtőkön, kopárokon, szirteken él (Tóth 2012). Sekélyen gyökeresedő (Hessayon 2004, Tóth 2012), páraigényes mezofiton (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012). Az üde, nem túl kötött, de tápanyagban gazdag talajokat szereti (Tóth 2012). Árnyéktűrő (Galántai és Tóth 2001), telepítése félárnyékos vagy árnyékos (Orlóci 2005, Tóth 2012), szélétől védett (Tóth 2012) helyre javasolható. A hideget jól tűri, a hazai viszonyok között legjobban alkalmazható *Rhododendron*-faj (Józsa 1993). Elsősorban a Nyugat-Dunántúlra, illetve megfelelő mikroklímájú és talajadottságú hegységi termőhelyre ültethető (Schmidt és Tóth 2006, Tóth 2012).

<sup>189</sup> Lásd: 7.1.2. fejezet.

<sup>190</sup> A 6.4.1.2. fejezetben az álló- és folyóvizek területére adott becslésről írtak a telepíthetőségi becslések esetén is érvényesek.

<sup>191</sup> Hangsúlyozva bár, hogy modellekről beszélünk, így független adatsorral történő statisztikai kiértékelés nélkül, pusztán gondolatkiértékeléssel a modelleket elemezni, hibáikat magyarázni nem tudjuk, talán a következő eszmefuttatások mégis közelebb visznek az eredmények megértéséhez.

### *Eredmények és értékelésük*

igényes taxont a mátrix éppen a hasonló jellegű élőhelyekhez köti, mely élőhelyek egyikének vagy többjének igényeit a modell rosszul tanulja meg, talaj helyett éghajlatot gondol fontosnak. Ebben az esetben logikus, hogy a telepíthetőségi becsléseknek a jövőre nézve nem kellene különbözniük a referencia-időszakra vonatkozó predikciótól, mégis határozott trendet fognak mutatni az előrejelzések, amely trend műtermék.

A *Tetradium daniellii*, *Albizia julibrissin* és *Paulownia tomentosa* fajoknál írtak alapján látható, hogy a szárazságkedvelő – vö. a páraigényes *Magnolia grandiflora* elfogadható becslésével – melegigényes taxonok telepíthetőségére vonatkozó becslések nem egyeznek előzetes várakozásaimmal. A *Tetradium daniellii*-nél írtakon túl a jelenségnek még a következő magyarázatát tudom adni (a kettő nem zárja ki egymást, feltehetően egyszerre okozzák a modellek alulbecslését). A melegigényes taxonok modelljei nem lehetnek tökéletesek, mert csak azon élőhelyekre készült predikciókat használják – használhatják – fel, amelyek a referencia-időszakban Magyarországon előfordultak. Értelemszerűen ez az élőhelylista nem tartalmazza a teljesség igényével azokat, amelyek 2021 és 2100 között hazánkban – ha nem is feltétlen megjelenhetnek, de – környezeti igényeiknek megfelelő területet találhatnak (potenciálisan előfordulhatnak). A legnagyobb valószínűséggel délebbi országok (vö.: Horváth 2008a, Horváth 2008b) jelenlegi élőhelyeit lenne szükséges beemelni a modellbe, hogy e kiegészítéssel a melegigényes dísznövénytaxonok telepíthetőségét jobban tudjuk jellemezni. Mindezért – a tényleges eredménytérképek megismerése nélkül is, elvben – feltehetjük, hogy a melegigényes taxonok telepíthetőségét a modellek alulbecsülik.

Előzetes várakozásaimmal ellentétes továbbá az, hogy a vízhez kötődő *Taxodium distichum* és *Salix alba* fajok számára az éghajlatváltozás nemcsak hogy kedvező, hanem potenciális telepíthetőségi területük növekedése meghaladja a melegigényes, szárazságtűrő és talajra sem igényes taxonokét (pl. *Cupressus sempervirens*, *Cercis siliquastrum*)<sup>192</sup>. Főként *Cupressus sempervirens* és részben a *Cercis siliquastrum*ot környezeti igényeikből kifolyólag az éghajlatváltozásból legtöbb hasznot húzó fajoknak gondoltam, melyeket megelőzött a sorban több olyan taxon, amelyek talajra igényesebbek vagy a szárazságot/meleget kevésbé tűrik (vö. a korábban a melegigényes taxonok modellezési hiányosságával kapcsolatban írtakkal).

A telepíthetőségi előrejelzések bizonytalanságának számszerűsítését és megjelenítését a dolgozatom fontos részének érzem. A prediktív ökológiai modellek bizonytalanságát (uncertainty) gyakran – szándékosan vagy hanyagságból – nem mutatják be az eredményekkel párhuzamosan, holott ez alapvető kutatói kötelesség lenne (Heikkinen és mtsai. 2006, Hanspach és mtsai. 2011, Beale és Lennon 2012, Thuiller 2014) mindattól függetlenül, hogy a számos rendelkezésre álló módszer (részletesen lásd pl. Senaratne és mtsai. (2012) munkájában) közül milyen módon jelenítjük meg a bizonytalanságot. Disszertációmban egy egyszerű, a predikciókhoz hasonló ábrázolástechnikai módszert (szomszédos térképek, Adjacent Maps, MacEachren és mtsai. 1998) választottam, amely viszonylag könnyen interpretálható, és a bizonytalanság kontúrvonalas megjelenítése mellett a leginkább javasolt eszköz (Senaratne és mtsai. 2012). A bizonytalansági térképek elsősorban nem azt hivatottak megjeleníteni, hogy mekkora a modell – ismeretlen – hibája,

<sup>192</sup> A becslések háttérben leginkább a J6 élőhelyre készült predikció húzódik meg.

hanem hogy mennyire bízhatunk a modell előrejelzésében (Heuvelink és mtsai. 2007, Gerharz és mtsai. 2010). A becsült telepíthetőség növekedésével – matematikai okokkal magyarázható módon – általában együtt jár a standard hiba (predikciósórás) emelkedése, ennek ellenére a bizonytalanság számszerűsítésére gyakran használják (Stoklosa és mtsai. 2015, lásd pl. Czucz és mtsai. 2011)<sup>193</sup>.

Könnyen felismerhető, hogy a modelleket meghatározó élőhelyek között kiemelkedően nagy arányt képviselnek a sztyepek és fás lápok, továbbá, hogy időben előre haladva mind kevesebb élőhely határozza meg a telepíthetőségi becsléseket. Ez utóbbi jelenség nem üdvözlendő, hiszen közvetetten az élőhelydiverzitás és az élőhelyek nyújtotta ökoszisztéma-szolgáltatások számának csökkenésére enged következtetni<sup>194</sup>. A 6.3.2. fejezetben írtaknak megfelelően a meghatározó élőhelyek számának csökkenésében kereshetjük a legfőbb okát annak, hogy a jövőbeli időszakokra vonatkozó telepíthetőségi predikciók ennyire homogének<sup>195</sup>.

### 6.4.3. Záró megállapítások

Disszertációmban három fő eredményt mutattam be. Modelleztem természetközeli élőhelyek potenciális elterjedését, modelleztem dísznövények potenciális telepíthetőségi területét, továbbá kutatásom során teszteltem egy összetett modellezési keretrendszert, amelynek hiányosságait a lehetőségekhez képes megpróbáltam mind jobban feltárni és a hibák okaira fényt deríteni. Az alábbiakban összefoglalom ezen eredményekkel kapcsolatos átfogó észrevételeimet.

Megállapítom, hogy az élőhelymodellek és -predikciók megbízhatósága a feltárt hiányosságok és gyengeségek ellenére a várakozásaimat meghaladó mértékű, a változóselekción és az eredményterképek az ökológiai megfontolásokkal és a szakirodalommal összhangban állnak<sup>196</sup>. Mindezért a telepíthetőségi modellek jó alapját képezik az élőhelymodellek.

Az élőhelyekre elvégzett klaszteranalízis az ökológiai megfontolásokkal szépen harmonizáló eredményt adott, amely alapján megállapítom, hogy az átlagolt élőhely-dísznövény mátrix a vizsgált dísznövénytaxonok telepíthetősége szempontjából igen hasonló módon csoportosítja az élőhelyeket, mint ahogy azt az élőhelyek termőhelyi jellemzője alapján váránk. Ez egyben megerősíti, hogy a felkért szakértők jól ismerik a kutatásban szereplő élőhelyeket, így a szakértői mátrixokra épülő

<sup>193</sup> A növekedés elkerülése végett a standard hiba és a várható hatás (átlag) hányadosát is képezhettem volna (relatív standard hiba, Relative Standard Error, RSE), mely éppen e jelzett összefüggést küszöböli ki, és lehetővé teszi a becsült számérték nagyságától független hibák összevetését. Ugyanakkor a relatív standard hiba nem a bizonytalanságot számszerűsíti, a bizonytalanság ténylegesen együtt mozog a becsült értékkel. Ezért kedvezőbbnek találtam eredményként előállítani a standard hibát, tudva, hogy annak dísznövények és egyes földrajzi pontok közötti összevetési lehetősége korlátozott. A jelzett összefüggéssel ellentétben, hogy a telepíthetőségi valószínűségek (mivel nem végtelen skálán, hanem intervallumban értelmezettek) magas, 1-hez közeli értéke szintén – kényszerű módon – alacsony bizonytalansággal jár együtt. Így valójában a RSE sem lenne megfelelő számérték az összevetéshez, hanem az átlag helyett nevezőként az átlag 0,5-től vett eltéréseinek abszolútértékét javaslom használni modellezési ketrendszerem újbóli alkalmazásánál akkor, ha célunk a telepíthetőségek viszonylagos bizonytalanságát földrajzi pontok, klímacélok és dísznövénytaxonok között összevetni.

<sup>194</sup> Ha a modell téved (alulbecsli a meghatározó élőhelyek diverzitását), úgy az a módszer gyengeségére hívja fel a figyelmet, ha pedig nem, az ökológiai szempontból sajnálatos.

<sup>195</sup> A jelenség hátterében több hiba is meghúzódhat, melyeket csak célzott vizsgálattal lehetne feltárni. Lehetséges, hogy az élőhely-dísznövény mátrix alulbecsli a dísznövények telepíthetőségét több olyan élőhely termőhelyére, amelyek jelenleg kis elterjedésűek, de potenciális jövőbeli areájuk számottevő lesz. Így az a néhány élőhely tudja csak meghatározni a dísznövények jövőbeli telepíthetőségi predikcióját, amelyre a mátrix nem becsül alul. E mellett (és nem kizárva azt) felmerül, hogy a jövőbeli kiterjedést befolyásolja az élőhelymodellek talajváltozókkal szembeni, éghajlati változók irányába mutatott preferenciája (a problémakörrel lásd korábban írtakat).

<sup>196</sup> Részletesen lásd a 6.4.1.1. és 6.4.1.2. fejezetekben.

### *Eredmények és értékelésük*

telepíthetőségi modell – ebből a szempontból – alacsony hibával terhelt. Mivel a disszertációmban javasolt modellezési keretrendszernek a mátrixok szakértői kitöltése a legkényesebb és bizonytalanságát legnehezebben megbecsülhető eleme, így előző megállapításomat a kutatás eredményeinek értékelhetősége szempontjából kiemelten fontosnak tartom. Mindezt alátámasztja, hogy az egyes szakértői mátrixok közötti különbség előzetes várakozásaimnál jóval kisebb, és összességében jól leírják a dísznövények termőhelyi igényeit.

Minden gyengesége és értelmezési nehézsége<sup>197</sup> ellenére az élőhely-díznövény mátrix megfelelő eszköze lehet annak, hogy díznövények egyes élőhelyek potenciális elterjedési területén történő telepíthetőségét rögzítse, és így annak is, hogy tanító telepíthetőségi adatok nélkül is modellezhessük díznövények potenciális telepíthetőségi területét. Belátva bár, hogy a modellezési keretrendszer további fejlesztése minden bizonnyal az eredmények pontosságát és megbízhatóságát számottevően növelheti, bizonyítva látom azt is, hogy az általam javasolt és e disszertációban részleteiben is bemutatott telepíthetőségiterület-modellezési keretrendszer alkalmas arra, hogy díznövénytaxonok potenciális telepíthetőségi valószínűségét megbecsülje.

Látható, hogy modellezés egyes lépésein végighaladva a bizonytalanság mind nagyobb<sup>198</sup>. A kiemelkedő AUC-jű élőhelymodellek predikciói között találunk problémásakat, de a legnagyobb bizonytalanságot az élőhely-díznövény mátrix adja a modellezési keretrendszerhez. A díznövények telepíthetőségi predikciói ezért számos hibával terheltek, és mint ilyenek, alapos diszkussziót igényeltek. Mindezek ellenére, összességében megállapítom, hogy a telepíthetőségi térképek, ha az előállító modell hibáit kellően feltárjuk és megfelelően kommunikáljuk, alkalmasak arra, hogy díznövények potenciális telepíthetőségének valószínűségi becslését térben megjelenítsék, és az éghajlatváltozás e taxonok telepíthetőségére várhatóan kifejtett hatását a dendrológusok, tájépítészek, díznövény-alkalmazók részére bemutassák.

Kutatásommal rámutattam, hogy a prediktív ökológiai modellezés olyan technika, melynek eszköztárát és eredményeit nem csak az ökológia, valamint nem csak a regionális léptékű tájtervezés, hanem a kert- és szabadtertervezés, a kertépítészeti dendrológia is hasznosíthatja.

---

<sup>197</sup> Bemutatását lásd a 6.3.1.1., valamint a 6.4.2.1. fejezetekben.

<sup>198</sup> Vö. az 5.1.2. fejezetben a hibák kaszkádszerű halmozódásáról írtakkal.

## 7. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

### 7.1. Az eredmények alapján levonható következtetések

#### 7.1.1. Ökológiai következtetések

A Magyarországot érintő éghajlatváltozás mértéke várhatóan jelentős lesz, így feltehetően nagy hatást fog gyakorolni a természetes növényzetre, élőhelyekre. Kutatási eredményeim szerint a klímamax és szubklímamax élőhelyek többségének potenciális elterjedését a klímaváltozás valamilyen módon befolyásolni fogja, és az eredmények nagyrészt megegyeznek az ökológiai megfontolásokkal. A fás élőhelyek jelentős részére az éghajlatváltozás várhatóan kedvezőtlenül hat majd a jövőben, míg a gyepek és egyéb fátlan élőhelyek egy részét a predikciók szerint kedvezően érinti. A fás élőhelyek közül elsősorban a zonális hegységi erdők esetén jeleznek a modellek negatív hatást, míg a gyepek közül a szikesek, a nádasok és a löszgyepek, kötött talajú sztyeprétek esetén mutatnak nagyobb pozitív változást. Az éghajlatváltozás a felszíni vízhez kötődő élőhelyek többségére nem fejt ki jelentősebb hatást.

Eredményeim azt sejtetik, hogy hazánkban a zárt erdők fenntartása nehézségekbe ütközhet a jövőben, és az erdőssztyep zóna nyíltabb élőhelyei lesznek fenntarthatóbbak. Ez az eredmény összhangban áll a hazai szakirodalom várakozásaival. A zárt fás élőhelyek ilyen mérvű visszaszorulásának komoly erdőgazdasági következményei lehetnek, és felhívják a figyelmet a jelenleg széles körben elfogadott erdőkezelési gyakorlat átgondolásának szükségességére<sup>199</sup>. Nagyon fontosnak tartom ezért, hogy Magyarország jövőbeli kedvező ökológiai állapotának elérésében az erdőgazdálkodói szempontokon túl az ökológiai szemlélet is kellő súllyal érvényesülhessen, amelyhez keretet a tájépítészeti interdiszciplína adhat. A fás élőhelyek visszaszorulása a szén- (széndioxid-megkötés) és vízkörforgásra (evapotranszpiráció, talajnedvesség) is hatással lesz, amelynek

---

<sup>199</sup> Az őshonos fajok dominálta, természetközeli erdők potenciális elterjedésének csökkenése azt a veszélyt rejti magában, hogy az erdőgazdálkodás a jelenleginél is nagyobb szerepet ad az egzóta, potenciálisan invazív, esetleg már jelenleg is invazív fajokból képzett ültetvényeknek, melyek ökológiai értéke elenyésző, vagy egyenesen negatív. Fontos hangsúlyozni, hogy mindaddig ez az észszerű erdészeti döntés, amíg az ország egészére várt fahozamot és az ültetvények javasolt összterületét nem csökkentjük. Ennek fényében kijelenthetjük, hogy a pusztán területi alapon gondolkodó, erdőtelepítéseket előíró jogszabályoknak erdőgazdálkodói szemmel történő megfelelés nagy valószínűséggel hazánk természetes növénytakarójára és az általa nyújtott ökoszisztéma-szolgáltatásokra nézve káros.

### Következtetések és javaslatok

– az éghajlati rendszerre történő visszacsatolása révén – összességében makroklimatikus következményeit várhatjuk.

A kutatásomban bemutatott élőhelymodellek alanya az élőhely mint egység, tudvalevő azonban, hogy az élőhely valójában többé-kevésbé eltérő igényű és tűrőképességű taxonok összessége, amelyekre az éghajlatváltozás nem hat – nem hathat – egységes módon. Ennek következménye a szerkezeti sérülékenység növekedésén, az ökoszisztémahálózatok (pl. táplálék-hálózat) szétesésén és az ökoszisztéma-szolgáltatások csökkenésén túl az, hogy olyan élőhelyek jönnek létre, amelyek korábban sem Magyarországon, sem másutt nem fordultak elő<sup>200</sup>.

A bemutatott modellezési keretrendszer elvben lehetőséget adna ugyan dísznövénytaxonok inváziós potenciáljának értékelésére, az általam feltett kutatói kérdés – és így az alkalmazott módszer – nem a lehetséges özönfajok felderítésére helyezi a hangsúlyt. Így az alábbi megállapításaim további vizsgálatokkal történő megerősítést igényelnek. A modelledmények azt sejtetik, hogy a jelenleg is özönnövényként számontartott *Ulmus pumila* var. *arborea* inváziós hajlama a jövőben jelentős mértékben megnövekedhet, és ott is számíthatunk a taxon spontán megjelenésére, ahol napjainkban még ezt egyes környezeti tényezők kizárják vagy hátráltatják. Nem zárhatjuk ki néhány olyan taxon özönnövénné válását sem, melyeknek ma még hazánkban nem invázivak vagy meghonosodottak. Ilyenek az *Acer saccharinum*\*, *Cercis siliquastrum*\*, *Cupressus sempervirens*, *Juniperus virginiana*\*, *Populus simonii*\*, valamint a *Pyrus calleryana*, és talán az *Albizia julibrissin*\*<sup>201</sup>. A kutatásomba vont dísznövénytaxonok között akad néhány olyan (× *Hesperotropsis leylandii*, *Prunus serrulata* fajtái), melynek potenciális telepíthetőségi területe a predikciók szerint bár növekedni fog, inváziójukra – elsősorban csökkent reproduktív képességük miatt – nemigen kell számítanunk.

Kutatási eredményeim számos kérdés megválaszolásában segíthetik a restaurációs ökológiát is, elsősorban restaurációs prioritási célok meghatározásában. Fontos azonban hangsúlyozni, hogy eredménytérképeim léptékükben és részletezettségükben, interpretálható felbontásukban<sup>202</sup> jelentősen eltérnek attól, amelyre egy konkrét, kisebb terület ökológiai restaurációjánál szükség van, így e predikciók felhasználása körültekintést igényel<sup>203</sup>. Hazánkban többek között a löszgyepek és kötött talajú sztyeprétek (H5a), erdőssztyeprétek, félszáraz irtásrétek, száraz magaskórósok (H4), bizonyos szikes gyepi élőhelyek (F2, F4, F5), erdők közül pedig talán a cseres-tölgyesek (L2a\_L2b) és az alföldi zárt kocsányos tölgyesek (L5) tűnnek legalkalmasabbnak a restaurációra.

Eredménytérképeim a várható hatást jelenítik meg, az élőhelyek alkalmazkodóképességének ismerete híján a sérülékenységet pontosan nem határozzák meg (vö.: Füssl és Klein 2006, Czúcz 2010), annak inkább csak felső korlátot adnak. Predikcióimat alapadatként felhasználva azonban

<sup>200</sup> Túlzott optimizmus lenne eredményeimből azt a következtetést levonni, hogy a kutatásba vont élőhelyek (és esetleg néhány kutatásba be nem vont, jelenleg tőlünk délebbre található élőhely) elvben hézagmentesen képes lesz Magyarország egészét kitölteni. Feltehetjük, hogy bizonyos, korábról nem ismert (nem létező) termőhelyeken olyan élőhelyek alakulnak ki, amelyekről ma még nincs elképzelésünk. Az elgondolás számos párhuzamot mutat a kortárs ökológiai kutatások egyik forró témájával, az ember által befolyásolt – jellemzően invázív fajokat tartalmazó – új ökoszisztémákkal (Novel Ecosystems, Hobbs és mtsai. 2006, Marris 2009).

<sup>201</sup> A csillaggal jelölt taxonokat jelenleg alkalmi megjelenésű neofitonokként tartjuk számon (Mihály és Botta-Dukát 2004). A *Pyrus calleryana* invázióra való hajlama időközben napfényre került (Vajnai 2012).

<sup>202</sup> Vö. a 6.4.2.3. fejezetben írtakkal.

<sup>203</sup> A potenciális elterjedési terület nem a múltbeli, hanem a jelenlegi és jövőbeli potenciális vegetációról nyújt információt, így a restaurációs ökológia kortárs irányzatához, a valaha volt élőhelyek helyett az öfenntartó állományok kialakításához (Jackson és Hobbs 2009, Somodi és mtsai. 2012) ad támpontot.



*Következtetések és javaslatok*

kiszámítható a sérülékenység/veszélyeztettség (Somodi és mtsai. 2016), amely révén a természetvédelmi konzervációbiológia is hasznos támpontot kaphat arról, hogy mit hol lehet, érdemes, illetve gazdaságos védeni, megőrizni, hiszen azon állományok őrizhetők meg leghatékonyabban jelenlegi formájukban, amelyek kevésbé sérülékenyek (Somodi és mtsai. 2016). A léptékek kapcsán az előző bekezdésben írtak természetesen a konzervációbiológiai vonatkozásokra is hasonlóképpen érvényesek. Kutatási eredményeim a potenciális elterjedések olyan mérvű változását mutatják, amely érvként szolgál a természetes folyamatokat, élőhelyek átalakulását, mozgását segítő természetvédelmi beavatkozások mellett a helyben történő konzerváció ellenében (vö.: Kovács-Láng és mtsai. 2008).

Kutatási eredményeim tájökológiai vonatkozásaiból elsősorban az ökológiai szempontú tájértékelést emelhetjük még ki. A megfigyelt természeti állapot helyes kontextusban történő értékeléséhez elengedhetetlen ismerni a táj jelenlegi és jövőbeli potenciális vegetációját, a termőhely ökológiai eltartóképességét. Ennek megismeréséhez nyújtanak alapadatot az élőhelymodellek predikciói.

### 7.1.2. Tájépítészeti következtetések

Eredményeim felhívják a figyelmet arra, hogy egyes dísznövények a jövőben kedvezőbbnek találhatják hazánk egyes részein a környezeti tényezőket, így telepítésük nagyobb biztonsággal, fenntartásuk kevesebb költséggel jár majd. Mindenképpen ide sorolhatjuk az *Ulmus pumila* var. *arboreát*, a *Cupressus sempervirens* és *Cercis siliquastrum* fajokat, továbbá a *Pyrus calleryanát*, *Juniperus virginianát*, *Crataegus* × *lavalleit*, × *Hesperotropsis leylandii*-t és *Populus simonii*-t. Néhány faj telepítése a jövőben nehézségekbe ütközhet az ország több részén, ezek közül is kiemelendő az *Abies nordmanniana*, *Fagus sylvatica*, *Larix decidua*, *Pinus strobus*, *Rhododendron catawbiense*, *Sorbus aucuparia* és *Thuja plicata*<sup>204</sup>.

Eredményeim – a konkrét dísznövénytaxonoktól elvonatkoztatva is – felhívják a figyelmet arra, hogy az éghajlatváltozás jelentős hatást gyakorolhat a hazai dísznövény-alkalmazásra. A változásoknak mind kert- és szabadter-építészeti, mind térségi tervezési vonatkozásai lehetnek, továbbá a dísznövények telepítésére és fenntartására nézve egyaránt következményekkel bírnak. Többek között – meglátásom szerint – ilyenek a következők<sup>205</sup>:

- a telepítési idő megválasztása, telepítés utáni kezdeti fenntartási módok;
- növényzettel fedett területek arányának megválasztása;
- növényzet színtezettségének kialakítása;
- vízvisszatartás, helyi csapadékvíz-kezelés, tereprendezés;
- jelenleg fagyérzékenynek ismert taxonok telepíthetősége, dézsás növényalkalmazás;
- páraérzékeny és vízigényes taxonok telepíthetősége;
- gyepek és egyéb intenzív, öntözött kultúrák telepíthetősége;
- zöldtetők, zöldhomloktazok szerepe;

<sup>204</sup> A kutatásba vont többi taxon telepíthetőségét nem egyértelműen, nem jelentősen, vagy az ökológiai megfontolásokkal nem összeegyeztethető módon befolyásolja az éghajlatváltozás a predikciók szerint.

<sup>205</sup> Vö.: 4.2.4. fejezetben adott, teljesebb felsorolással.

### Következtetések és javaslatok

- művelési ág és területhasználati mód helyes megválasztása;
- természetes ökoszisztémák védelmének elősegítése tájépítészeti módszerekkel;
- zöldfelületek és a növényzet városi szerepének újraértékelése;
- településtervezési szempontok között az élhetőség és a mikroklímikus komfort felértékelődése.

Eredményeimből nem csak a kutatásba bevont dísznövénytaxonok, hanem a velük hasonló ökológiai igényekkel bíró további dísznövények potenciális telepíthetőségi területére nézve is levonhatunk következtetéseket<sup>206</sup>. A *Cercis siliquastrum*mal és *Cupressus sempervirens*szel hasonló igényeket támaszt a környezetével szemben a mediterrán ciprusok többsége<sup>207</sup>, számos borókafaj, köztük a honos közönséges boróka is<sup>208</sup>, továbbá jónéhány mediterrán éghajlatot kedvelő, szárazságtűrő faj, többek között a *Pinus*, *Quercus*, *Yucca* és *Crataegus* nemzetségekből (bővebben lásd Bede-Fazekas (2009) munkájában). E taxonok potenciális telepíthetőségi területének jelentős növekedésére számíthatunk annak ellenére, hogy jelenleg még némelyikük megtartása nehézségekbe ütközhet a fagyérzékenységük miatt.

A *Crataegus* × *lavalleyi*, *Juniperus virginiana* és *Pyrus calleryana* klasztere könnyen befogadhatja például a *Gleditsia triacanthost* vagy a *Crataegus* × *mediát*. Az *Ulmus pumila* var. *arboreá*hoz hasonlóak a következők: *Crataegus monogyna*, *Pyrus pyra*ster és *P. elaeagrifolia*, *Elaeagnus angustifolia*, különböző tamariskafajok (*Tamarix gallica*, *T. ramosissima*, *T. pentandra*, *T. tetrandra*), *Vitex agnus-castus* és *V. negundo*, *Rosa canina*, *Lycium barbarum*, *Amorpha fruticosa*, valamint a *Halimodendron halodendron*. E taxonokat a jövőben igen nagy biztonsággal telepíthetjük, de egyben e fajok inváziós veszélye is nagyobb, sőt, többségüké már most is jelentős (lásd pl.: Kitka és Szilassi 2016). A *Salix alba* és *Taxodium distichum* klaszteréhez még hozzávehetjük többek között a *Fraxinus angustifolia* subsp. *danubialist* és *F. pennsylvanicát*, *Alnus glutinosát*, *Pterocarya fraxinifoliát*, *Salix babylonicát*, *S fragilist* és *S. × sepulcralist*, az *Acer negundo* fajtáit és a *Betula pubescenst*.

A *Fagus sylvatica* és *Sorbus aucuparia*, valamint az *Acer pseudoplatanus* és *Tilia platyphyllos* klaszterét kiegészítheti több igényes mezofiton, mint amilyen például az *Alnus incana*, a *Fraxinus americana* vagy a *Calocedrus decurrens*. A *Fraxinus excelsiorra* vonatkozó predikciókat talán kiterjeszthetjük az *Acer platanoides* és *Tilia cordata* fajokra.

A *Pinus strobus*, *Larix decidua*, *Abies nordmanniana* és *Thuja plicata* környezeti igénye hasonlít többek között a következő fajokéra: *Abies alba*, *Nyssa sylvatica*, *Pinus wallichiana*, *Picea abies*, *Pinus cembra*, *Tsuga canadensis*. E fajok telepíthetősége tehát várhatóan csökkenni fog hazánkban. Hasonló következtetést vonhatunk le az igények szempontjából a *Rhododendron catawbiensére* hajazó dísznövények jövőbeli alkalmazását illetően: *Leucothoë axillaris* és *L. multihybrid* fajták,

<sup>206</sup> Természetesen javaslataim alapos szakirodalmi alátámasztás híján fenntartásokkal kezelendők, inkább csak továbbgondolásra alkalmas felvetésnek számom őket.

<sup>207</sup> *Cupressus arizonica* és *C. a.* var. *montana*, *C. abramsiana*, *C. bakeri*, *C. benthamii*, *C. glabra*, *C. goveniana*, *C. guadalupensis*, *C. lusitanica*, *C. macnabiana*, *C. macrocarpa*, *C. nevadensis*, *C. pigmaea*, *C. sargentii*

<sup>208</sup> *Juniperus ashei*, *J. chinensis*, *J. communis*, *J. convallium*, *J. deppeana*, *J. formosana*, *J. horizontalis*, *J. osteosperma*, *J. oxycedrus*, *J. polycarpus*, *J. procumbens*, *J. pseudosabina*, *J. rigida*, *J. sabina*, *J. saltuaria*, *J. scopulorum*, *J. squamata*, *J. thurifera*

*Következtetések és javaslatok*

*Pieris floribunda* és *P. japonica*, a páraigényes *Hebe*-fajok, *Halesia carolina*, *Pachysandra terminalis*, *Nothofagus antarctica*, *Spiraea salicifolia* és igényesebb *Vaccinium*-fajok<sup>209</sup>.

Fontos hangsúlyozni, hogy az élőhely-dísznövény mátrix azon túl, hogy a modellezési keretrendszer központi eleme, a modellezéstől függetlenül is hasznos következtetések levonására ad lehetőséget. Elemzésével megállapíthatjuk, hogy – a szakértők szerint – melyik dísznövények milyen jellegű élőhelyek potenciális elterjedési területén telepíthetők, mely által e taxonok ökológiai igényeinek egy újfajta leírását kapjuk. És bár e környezetiigény-jellemzés nem feltétlen részletesebb, de nem is közvetettebb, mint a hagyományos, az egyes környezeti tényezőket sorra vevő megközelítés. Természetesen mindkét módszernek megvan a maga előnye és hátránya is, így nem kívánok túlzott jelentőséget biztosítani az általam felvetett jellemzési módnak, de azt bizonyosan leszögezhetjük, hogy a javasolt megközelítés jó alternatívája lehet a hagyományos módszernek. Előnye, hogy a talaj és éghajlat vizsgálata/ismerete híján is eligazítást nyújt a telepíthetőséget illetően, hátránya azonban, hogy hazánk élőhelyeinek ismeretét megköveteli, továbbá csak ott nyújt biztos támpontot, ahol az élőhely ténylegesen előfordul.

## 7.2. Az eredmények alapján adható javaslatok

### 7.2.1. Kutatási javaslatok

A kutatás során számos olyan lehetséges vizsgálati irány felmerült, amely a disszertációban foglaltakat kiegészíthetné, alátámaszthatná, árnyalhatná, vagy éppen megdönthetné<sup>210</sup>. A 7.1.1. fejezetben írtak szerint a modellezési keretrendszer – megfelelő átalakítás után – alkalmas lehet az invazív hajlamú dísznövénytaxonok által potenciálisan előzönlött terület modellezésére. Ehhez a mátrixot másképpen szükséges kitölteni. Jelen formájukban a mátrix cellái azt fejezik ki, hogy “az adott dísznövény különösebb fenntartás és telepítéskori beavatkozás nélkül megmaradhat-e olyan területen, ahol az adott élőhely potenciálisan előfordulhat”. E definícióba olyan szokásos kezdeti beavatkozások beleférnek, amelyeket ha egy növény egy adott helyen igényel, akkor nem nevezhető invazívnak. Ezért a feltett kérdés (“a vizsgált dísznövényeket potenciálisan hová telepíthetjük, telepítés utáni megmaradásukat, a taxonra jellemző ütemű, egészséges fejlődésüket hol remélhetjük?”) helyett a megfelelő kérdés ez: “a vizsgált dísznövények potenciálisan hol jelenhetnek meg spontán módon, inváziójukra hol számíthatunk?”. A mátrix cellái ilyen esetben azt fejezik ki, hogy az adott dísznövény spontán módon eljuthat-e és megtelepedhet-e olyan területre/-en, ahol az adott élőhely potenciálisan előfordulhat.

A kutatásom során számos olyan adat előállt, amelyek összes lehetséges kiértékelési módját nem végeztem el. Ilyen többek között az élőhely-dísznövény mátrix. Az egyes szakértői mátrixok megfelelő statisztikai előkészítésével módunk nyílik arra, hogy a disszertációmban bemutatott,

<sup>209</sup> E felsorolásokat még folytathatnánk, de a lista talán már így is kellően rávilágít az eredményeim kiterjesztésében rejlő lehetőségekre.

<sup>210</sup> Némelyikre a korábbi fejezetekben már tettem javaslatot, és ehelyütt csak újra, röviden felvetem, mások talán alaposabb kifejtésre érdemesek. A modellezési keretrendszer egyes hibáinak és e hibák lehetséges kiküszöbölési módjainak újbóli felsorolásától eltekintek. Ezeket lásd a 6.3.1. és 6.4. fejezetekben, különösen pedig a 6.4.2.2. alfejezetben.

### *Következtetések és javaslatok*

élőhelyekre és dísznövényekre elkészített klaszteranalízishez hasonló módon a szakértők véleménye közti különbségeket is bemutassuk<sup>211</sup>.

A mátrixra disszertációmban elsősorban mint eszközre tekintettem, azonban további elemzése – elsősorban többváltozós statisztikai módszerekkel, pl. főkomponens-elemzéssel vagy redundanciaanalízissel – érdekes eredményeket adhat, amely által mind a dísznövénytaxonokról, mind az élőhelyekről, mind pedig e kettő kapcsolatáról további adalékokat ismerhetünk meg.

A modellek bizonyos hibáira – alapos elemzés híján – nem tudtam megfelelően alátámasztott magyarázatot adni. További vizsgálatot érdemel az élőhelymodellek prediktorválasztásánál tapasztalt azon anomália, hogy az ökológiai szempontból feltehetően fontos, talajkémhatást leíró logikai háttérváltozókat a modellek nem csupán alulértékelték, hanem következetesen mindet elvetették. Bizonyos élőhelyekre és bizonyos dísznövényekre a predikciók olyan eredményeket adtak, amelyek az ökológiai megfontolásokkal ellentétesek. Érdeemesnek tartom ezeket az eseteket alapos vizsgálat alá vonni, mert így mind a modellezés alanyairól, mind magáról a modellről többet megtudhatunk. A disszertációmban sorolt okok feltételezéseken, logikai következtetéseken alapulnak, de problémás térképek alaposabb elemzésért kiáltanak. Mind az élőhelymodellek, mind a telepíthetőségi modellek esetén a predikciók tematikus felbontását csökkenteni kellett, és az alacsonyabb becült értékeket az elemzésekből elhagytam<sup>212</sup>. A telepíthetőségi modellek esetén az alacsony becült értékek alacsony megbízhatósága két okkal magyarázható: egyrészt az élőhely-dísznövény mátrix feltehetően az alacsony értékek esetén nagyobb bizonytalansággal terhelt, másrészt azon élőhelymodellek, amelyeket felhasználtam, szintén bizonytalanok az alacsonyabb becült értékek esetén. Az élőhelymodellek átskálázott becslései esetén az alacsony értékek bizonytalansága feltehetően a választott skálázási módszer gyengességének tudható be, és az átskálázatlan<sup>213</sup> becült értékek feltehetően még megbízhatóak. Érdeemesnek tartanék további átskálázási módszereket kipróbálni és kiértékelni<sup>214</sup>.

A kutatás megismétlésekor, vagy a modellezési keretrendszer ismételt alkalmazásakor javaslom a vizsgálatba vont dísznövénytaxonok helyes megválasztásával kapcsolatos észrevételeimet érvényesíteni, így elkerülve azokat a bizonytalanságot növelő hibás döntéseket, amelyeket a módszer kiértékelésekor feltártam. A 6.4.2.3. fejezetben írtak szerint – amennyiben lehetőség adódik rá – javaslom azon területeket is bevonni az élőhelymodellek építésébe, amelyek jelenlegi környezeti állapota a jövőbeli Magyarországhoz leginkább hasonlítanak. Evvel párhuzamosan

<sup>211</sup> A kis mintaszám és a szakértői vélemények anonim kezelése miatt erre nem volt módom, továbbá ezen elemzések elvégzése eleve nem is lehetett célja a doktori kutatásomnak, azonban mégis igen érdekes eredményekkel kecsegtet az előbbi felvetés. Különösebb elővizsgálatok nélkül, csupán a mátrixok alapos ismerete révén gondolom azt, hogy a többek között a szakértők kutatási/tevékenységi területe (pl. dendrológus vs. botanikus) is kirajzolódhat a szakértői mátrixok kellő statisztikai elemzése által.

<sup>212</sup> Ez természetesen hiányosság annak ellenére, hogy – főként a telepíthetőségi modellek esetén – a kutatói kérdés arra magyarázható, hogy a magasabb predikciós értékekre helyezi a hangsúlyt. Az optimális modell predikciója a kimeneti skála teljes tartományában értelmezhető és elemezhető lenne, és mindezt természetesen maximális tematikus felbontás mellett biztosítaná.

<sup>213</sup> De így az élőhelyek közötti összevetésre és a telepíthetőségi modellezésben történő felhasználásra alkalmatlan, lásd: 5.4.1.2. fejezet.

<sup>214</sup> Az alacsony értékek bizonytalanságára ugyan nem adna megoldást, de a következő átskálázási megoldás ordinális helyett folytonos, vagyis nagyobb tematikus felbontású kimenettel állna elő: javaslom a jelen átskálázási vágópontok közötti tartományt lineáris transzformációval a jelenleg diszkrét értékek (természetes számok) közötti valós értékkészletbe átvinni. Az így előálló, törtvonalas képű függvény a disszertációmban alkalmazottnál hasonlóan nagy eséllyel szigorúan monoton növekvő tulajdonsággal bírna, kimenete viszont folytonos felületet adna, és az ökológiai szempontokkal indokolható, de mégiscsak önkényes vágópontok kijelölésének szubjektivitásából fakadó hibát csökkentené.

természetesen azon élőhelyeket is be szükséges vonni a kutatásba, amelyek a jövőben potenciális elterjedésre tehetnek szert hazánkban.

A korábban jelzetteknek megfelelően a potenciális telepíthetőségi térképet nem értékelhetjük ki pontonként. Ez különösen igaz városi helyszínek esetén, hiszen a bemeneti adataimnak csak egy része mutatta a városi környezet jellegzetességeit<sup>215</sup>. A városokra készült modelleredmények javításához érdemes különválasztani a nagyvárosi környezet hőszigetethatásból adódó jellegzetességeit a többi olyan karaktertől, amely a dísznövények telepíthetőségét és életben maradásának esélyeit befolyásolja<sup>216</sup>. A hőszigetethatást érdemes előzetesen, a bemenő adatok korrekciójával javítani, a többi városi jellegzetességet viszont – jobb híján – csak utólag, a végső eredmények interpretációjánál vehetjük figyelembe, mivel a modell bemeneti adatai ezeket a tulajdonságokat nem vagy csak áttételesen tartalmazzák.

Kutatásom során egy olyan új, dísznövények potenciális telepíthetőségi területére vonatkozó predikciós módszert teszteltem, amelynek teljes kiértékeléséhez szükséges lenne hosszú időtávú (értsd: legalább 30 éves) kísérlet vagy megfigyelési adatbázis felépítése. Természetesen a predikciók terepi kiértékelése több szempontból is meghaladta lehetőségeimet, azonban hosszú távon elképzelhetőnek tartom, és javaslom is, hogy a dísznövények potenciális telepíthetőségi területét és annak változását terepi megfigyelésekkel és hosszú időtávú kísérletekkel kiegészítve értékeljük.

A disszertációmmal egy olyan kutatási irányhoz kívántam adalékot adni, amely mind nagyobb jelentőségre tesz szert, ahogy az éghajlatváltozás ténye egyre közismertebbé és elfogadottabbá válik. Ehelyütt ösztönözni kívánok minden olyan további tájépítészeti, ökológiai és dendrológiai kutatást, amely az éghajlatváltozáshoz való alkalmazkodást (adaptációt) segíti. Meggyőződésem, hogy a dísznövény-alkalmazással történő alkalmazkodás csak akkor lehet sikeres, ha a szükséges döntéseket és beavatkozásokat a várt hatás előtt legalább annyi idővel meghozzuk/-tesszük, amennyi a növények kifejlődéséhez szükséges (fák esetén ez legalább 20–30 év). Mivel a döntéseket és beavatkozásokat kutatások előzik meg, és azok is időben elhúzódhatnak, így hangsúlyozottan fontos, hogy a disszertációmban bemutatotthoz hasonló kutatások minél nagyobb számban és minél hamarabb elkezdődjenek.

## **7.2.2. Tájépítészeti javaslatok**

A tájépítészetnek szerepe lehet, sőt, szerepet kell vállalnia abban, hogy megfelelő kereteket biztosítson a tájhasználatot befolyásoló egymással ellentétes szempontok helyes mérlegeléséhez, és az ökológiai szempontok megfelelő arányú képviselőitének elősegítéséhez. Ennek biztosításához disszertációm hasznos alapadatokat szolgáltat, hiszen minden olyan nagyobb léptékű tájépítészeti terv vagy döntés, amely a természetes vegetációt vagy a természeti potenciált befolyásolja, támaszkodhat az élőhelyek potenciális elterjedését bemutató eredménytérképekre a felelős döntés meghozatalakor<sup>217</sup>.

<sup>215</sup> A leskálázott éghajlati adatok nem ilyenek, ezért a városi hőszigetethatással a modellek nem számolnak.

<sup>216</sup> Utóbbi alá főként a sózás, a talajtömörödés, a csökkent vízbeszívórogató felületek, a légszennyezés, a csökkent rendelkezésre álló tér és az ezzel összefüggésbe hozható gyökér-, törzs- és koronacsonkítások tartoznak.

<sup>217</sup> A legkézenfekvőbb példák erre az ökológiai hálózat- vagy zöldinfrastruktúra-tervezéshez kapcsolódó munkák, de ennél sokkalta általánosabb jellegű tájértékelési, illetve táj- és területtervezési munkák is többféle módon felhasználhatják a disszertációmban

### *Következtetések és javaslatok*

Amint arra korábban is rámutattunk, a regionális “léptékű tájtervezésben (pl. térbeli és regionális tervezés, tájrehabilitáció) is felhasználhatók az eredmények, ezáltal a tervezés tudományos alapokra helyeződhet és jobban felkészültté válik a tájhasználati konfliktusok megelőzésére. A jelen eredményeken nyugvó tájépítészeti és rehabilitációs projektek építeni tudnak az ökológiai folyamatokra. Így a döntéshozók költséghatékonyabban tudják elkerülni a természetes mintázatokhoz és folyamatokhoz kapcsolt konfliktusokat és katasztrófákat azáltal, hogy a sérülékeny területek (zöld) infrastruktúrájára áldoznak, jogszabályokkal motiválják a tájhasználatváltást (pl. erdősítés, gyepesítés), a természetvédelmi területeket a tágabb térbeli kontextust figyelembe véve jelölik ki, stb.. A természetes és természetközeli élőhelyekre várható hatások [...] jövőbeli alakulásának figyelembe vétele megváltoztathat néhány eddig széles körben alkalmazott és tudományosan nem megalapozott tájtervezési stratégiát” (Somodi és mtsai. 2016). Példaként említhető a területhasználat optimalizálása (Gatzweiler és Hagedorn 2003), beleértve a parlagterületek hasznosításának ökológiai megalapozása (Somodi és mtsai. 2010).

A finom léptékű tájépítészeti, a szabadtér- és kerttervezés számára az eredmények felhasználása kézenfekvő. Azokat nem újra bemutatva és a következtetéseimet nem megismételve ehelyütt csupán a következő javaslatokat kívánom hangsúlyozni. Az éghajlatváltozás iránya és mértéke egyértelműen szükségessé teszi a napjainkban alkalmazott dísznövények körének alapos újragondolását (vö.: Szabó és Bede-Fazekas 2012), a szárazságtűrő, tágtúrású, melegkedvelő fajok előtérbe helyezését, valamint a páraigényes és/vagy vízigényes taxonok alkalmazásának visszaszorítását. Az intenzív gyepfelületek és zöldtetők, valamint a további olyan kultúrák, amelyek jelentős többletvíz-kijuttatást igényelnek, a jövőben jóval nagyobb költséggel lesznek fenntarthatók, telepítésük ezért többször is meggondolandó. Az eddiginél nagyobb figyelmet érdemes szentelni a dísznövénytaxonok invazív hajlamára, mert a megváltozott éghajlati környezet olyan niche-eket nyithat meg, amelyeket félő, hogy egzóta dísznövények fognak hamarabb feltölteni, mint a honos fajok, amely hosszú távon hazánk ökológiai állapotának jelentős és visszafordíthatatlan leromlásához vezethet. A jövőben várhatóan a tájépítészeti sokkal nagyobb szerepet kell kapnia az épített emberi környezet kialakításában, mert az éghajlatváltozás hatására a növényzet és a települési zöldinfrastruktúra szerepe az élıhetőség és megfelelő szabadtéri komfort kialakításában jelentősen megnő.

---

bemutatott predikciókat. Ennek jelentősége különösen megnő, ha restaurációs vagy természetvédelmi beavatkozásokat kísér vagy szervez átfogó tájépítészeti fejlesztés. A referencia-időszakra adott élőhelyi becslések és az aktuális előfordulások közti különbség a tájértékelés jó eszköze lehet arra, hogy a táj alakíthatóságát, az antropogén behatások mértékét megbecsülje.

## 8. ÖSSZEFOGLALÁS

### 8.1. Összefoglalás

Disszertációmban Magyarország 21. századi várható éghajlatát figyelembe véve, egy korábban nem ismert modellezési keretrendszerben, hazánk klímá és szubklímá élőhelyeinek potenciális elterjedési területére támaszkodva becslést adtam néhány kiválasztott dísznövénytaxonon potenciális telepíthetőségi területére. A kutatás három eredménye ennek megfelelően:

- 54 (47 önálló + 7 összevont) klímá vagy szubklímá természetközeli élőhely ökológiai igényeire támaszkodva korrelatív ökológiai modellt építettem, és a modelleket kiértékeltem, továbbá e modellek segítségével mind a referencia-időszakra, mind további két jövőbeli időhorizontra (két-két klímamodell alapján) megbecsültem a potenciális elterjedési területet, és e térképes eredményeket kiértékeltem;
- 31 dísznövénytaxon környezeti igényeire modellt építettem szakértők bevonásával (élőhely-dísznövény mátrix), és kiértékeltem a modelleket, majd ezekre és az előbbi pontban említett predikciókra támaszkodva becslést adtam a dísznövénytaxonok potenciális telepíthetőségi területére a korábban említett öt klímacélra, és e predikciókat kiértékeltem;
- mindezen eredményeket egy saját fejlesztésű, korábbról nem ismert modellezési keretrendszerben állítottam elő, amelyet teszteltem és kiértékeltem.

A kutatás elvi és módszertani eredményei, valamint újszerűsége a következőkkel foglalható össze. Hazánk jövőbeli potenciális vegetációjára eddig egyszer készült modell (Czúcz 2010<sup>218</sup>), mely igen úttörő munkának tekinthető. Módszertani és elvi eredményeit nem lebecsülve azonban fontos megjegyezni, hogy az azóta történt metodikai fejlesztések és egyéb kedvező (többek között az erőforrás- és adathozzáférésben történő) változások lehetővé tették számomra, hogy több szempontból alaposabb, részletesebb, védhetőbb eredményt szolgáltatassak. Az általam használt modellezési módszer (BRT) napjainkban a szakirodalom által jobban elfogadott, a bemeneti megfigyelt éghajlati adataim jobb felbontásúak, a felhasznált éghajlati modelljeim részletesebbek, a felhasznált prediktorok (a modell által figyelembe vett környezeti változók) skálája szélesebb, továbbá az élőhelyi adatok is némiképp jobb minőségűek. Nem tagadható ugyanakkor, hogy – mivel

---

<sup>218</sup> Lásd: 4.2.3. fejezet.

### Összefoglalás

célja sérülékenységi elemzés elkészítése volt, ezért – Czúcz (2010) számos éghajlati modell és forgatókönyv (szcenárió) vizsgálatát végezte el, az én kutatásom viszont csupán két klímamodellt használ, és azok segítségével érzékelteti a modellezési bizonytalanságot (melynek bemutatása minden modellezési munka kötelező eleme<sup>219</sup>). Mivel azonban a két kutatás célja alapvetően eltérő (élőhelyek sérülékenységi elemzése vs. dísnövények potenciális telepíthetőségi területének modellezése), ezért azok ennél alaposabb összevetése talán nem is szükséges.

Kutatásom második pillére módszerében és a téma megközelítésében is teljesen újszerű. A modelleredmények tudomásom szerint hiánypótlóak, korábbi vizsgálataimon (Bede-Fazekas 2012) túl nincs ismeretem olyan kutatásról sem hazánk, sem pedig Európa dísnövényeire vonatkozóan, melynek célja lett volna akár a jelenlegi, akár a jövőbeli potenciális telepíthetőségi terület modellezése.

Munkám során az a remény vezérelt, hogy a kutatás eredményeivel hozzájárulok a tájépítészeti növényalkalmazás jövőben várható lehetőségeinek megismeréséhez, valamint a restaurációs ökológia és konzeváciobiológia, és általában is az ökológia ismeretanyagának bővítéséhez. A disszertáció írásakor mindenkor törekedtem az eredmények tárgyyszerű, a hibákat, hiányosságokat is feltáró bemutatására abból a célból, hogy a javasolt modellezési keretrendszer további fejlesztése és újbóli alkalmazása megvalósítható legyen. Megállapítottam, hogy minden feltárt gyengesége ellenére a modell alkalmas arra, hogy dísnövények potenciális telepíthetőségi területéről megismerjünk olyan részleteket, amelyekre pusztán logikai következtetések mentén nem jutnánk el. Összességében a modellezési keretrendszerrel egy olyan új eszközt adtam a tájépítészek, dendrológusok, dísnövény-alkalmazók kezébe, amely segíthet a várható éghajlatváltozásra való felkészülésben és az ahhoz történő alkalmazkodásban.

## 8.2. Summary

Predicted potential area of introduction of some selected ornamental plant taxa were presented in my dissertation. By applying a not yet known modelling framework, the predictions were based on the expected climate of the Hungary in the 21th century and the potential distribution of the climax and subclimax habitats of the country. Hence, the three main results of my research are as follow:

- Correlative ecological models of 54 (47 independent + 7 merged) climax and subclimax seminatural habitats were built based on their ecological demands and these models were evaluated; Potential distributions were predicted by these models to the reference period and two future periods (based on two climate models) and these spatial results were evaluated;
- Relying on expert knowledge, models of environmental demands of 31 ornamental plant taxa were built (habitat-ornamental plant matrix) and were evaluated; Then the potential area of introduction in the five above mentioned climate targets were predicted based on the matrix and the predictions mentioned in the previous item and the predictions were evaluated;

---

<sup>219</sup> Vö.: 6.4.2.3. fejezet.



*Összefoglalás*

- All of these results were produced by newly developed, not yet known modelling framework that was tested and evaluated.

The theoretical and methodical merits and the novelty of the research are summarized below. Only one model has been developed that predicts the potential future vegetation of Hungary (Czúcz 2010<sup>220</sup>), which is regarded as quite pioneering work. Although its methodological and theoretical merits are not to be underestimated, note that new methodological developments and other changes, including resource and data access, allow me producing more thorough, detailed, and defensible results. The modelling method I used (BRT) is preferred by the scientific literature of nowadays, the used input climate data have better resolution, the applied climate models are more detailed, the used predictors – the environmental variables – are selected from a wider palette, and the habitat data have somewhat better quality. It is not to be denied, however, that, since its aim was to prepare vulnerability analyzes, Czúcz (2010) carried out the examination of numerous climate models and scenarios. My models used only two climate models to demonstrate uncertainty, which is a mandatory element of all modelling work<sup>221</sup>. Since the aim of the two researches were different (vulnerability assessment of habitats vs. prediction of potential area of introduction of ornamental plants), a more detailed comparison of them seems to be unnecessary.

The second pillar of my research is completely new in its methodological and conceptual way as well. The model results, to my knowledge, fill the gap. As far as I know neither a research in Hungary nor in Europe has been done, except my previous study (Bede-Fazekas 2012), that aimed at predicting current or future potential area of introduction of ornamental plants.

My work was guided by the hope that my results may serve information on the possibilities of future ornamental plant application and may broaden the knowledge of restoration ecology, conservation biology and generally that of ecology. During writing the dissertation I always tried to present the results objectively and in a way that reveals the biases and shortcomings in order to facilitate the development and reapplication of the proposed modelling framework. I concluded that despite all of its weaknesses identified the model is able to provide such details of the potential area of introduction of ornamental plants that are not possible to be identified by pure logical conclusions. In summary, by the modelling framework I gave such a new tool to landscape architects, dendrologists and ornamental plant applicators that may help them preparing for, and adapting to, the expected climate change.

---

<sup>220</sup> Cf.: Chapter 4.2.3.

<sup>221</sup> Cf.: Chapter 6.4.2.3.

## 9. MELLÉKLETEK

### 9.1. Felhasznált irodalmak

- Abeli T, Mondoni A, Rossi G, Orsenigo S (2014): Effects of summer heat waves on Europe's wild flora and vegetation. *Agrochimica* 58(Special Issue): 128–132.
- AGROTOPO (1994): MTA TAKI Agrotopográfiai Adatbázis. URL: [maps.rissac.hu/agrotopo](http://maps.rissac.hu/agrotopo) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.18.].
- Ainsworth EA, Long SP (2005): What have we learned from 15 years of free-air CO<sub>2</sub> enrichment (FACE)? A meta-analytic review of the responses of photosynthesis, canopy properties and plant production to rising CO<sub>2</sub>. *New Phytologist* 165(2): 351–372.
- Akaike H (1973): Information theory as an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Csaki F(szerk.): *Second international symposium on information theory*. Budapest: Akadémiai Kiadó.
- Albritton DL, Meira Filho LG (szerk.) (2001): Technical Summary. In: Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Dai X, Maskell K, Johnson CA (szerk.): *Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Alhajeri BH, Stepan SJ (2016): Association between climate and body size in rodents: A phylogenetic test of Bergmann's rule. *Mammalian Biology* 81(2): 219–225.
- Almási B, Fürstánd A (2001): Budapest és környéke – természetes vegetációtérkép, térinformatikai módszerekkel. *Tájépítészet* 2(2): 48–49.
- Ammar R (2016): randomcoloR: Generate Attractive Random Colors. R package version 1.0.0. URL: [CRAN.R-project.org/package=randomcoloR](http://CRAN.R-project.org/package=randomcoloR) [Utolsó hozzáférés: 2016.06.19.].
- Araújo MB, Pearson RG, Thuiller W, Erhard M (2005): Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology* 11(9): 1504–1513.
- Archetti M (2009): Classification of hypotheses on the evolution of autumn colours. *Oikos* 118(3): 328–333.

- Archetti M, Döring ThD, Hagen SB, Hughes NM, Leather SR, Lee DW, Lev-Yadun S, Manetas Y, Ougham HJ, Schaberg PG, Thomas H (2009): Unravelling the evolution of autumn colours: an interdisciplinary approach. *Trends in Ecology & Evolution* 24(3): 166–173.
- Auguie B (2015): gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.0.0. URL: [CRAN.R-project.org/package=gridExtra](http://CRAN.R-project.org/package=gridExtra)
- Austin MP (1980): Searching for a model for use in vegetation analysis. *Vegetatio* 42(1–3): 11–21.
- Austin MP (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157(2–3): 101–118.
- Austin M (2007): Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* 200(1–2): 1–19.
- Austin MP, Van Niel KP (2011): Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. *Journal of Biogeography* 38(1):, 1–8.
- Bailey RG (2014): Ecoregions. *The Ecosystem Geography of the Oceans and Continents*. New York, NY, USA, Heidelberg, Németország, Dordrecht, Hollandia, London, Egyesült Királyság: Springer.
- Baji B (2009): Önfenntartó biogazdálkodás: Permakultúra. Biri: Első Lánchíd Bt.
- Balogh J, Fóti Sz, Nagy Z, Tuba Z (2007): Bevezetés a funkcionális növényökológiába. In: Tuba Z, Szerdahelyi T, Engeloner A, Nagy J (szerk.): *Botanika III. Bevezetés a növénytanba, algológiába, gombatanba és funkcionális növényökológiába*. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó.
- Balogh PI, Bede-Fazekas Á, Dezsényi P (2013): Ökológikus növényalkalmazás és biodiverz zöldtető kialakítása a budapesti Green House irodaház tetőkertjénél. *4D Tájépítészeti és Kertművészeti Folyóirat* 8(2): 2–23.
- Bannister P, Neuner G (2001): Frost resistance and the distribution of conifers. In: Bigras FJ, Colombo SJ (szerk.): *Conifer cold hardiness*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Barbet-Massin M, Jetz W (2014): A 40-year, continent-wide, multispecies assessment of relevant climate predictors for species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 20(11): 1285–1295.
- Barna T (2002): A cédrusok telepítésének lehetőségei Magyarországon, különös tekintettel a *Cedrus atlantica* Manetti alkalmazására. Doktori értekezés. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar.
- Barry S, Elith J (2006): Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology* 43(3): 413–423.
- Bartha D, Korda M, Kovács G, Tímár G (2014): A potenciális természetes erdőtársulások és az aktuális faállománytípusok összevetése országos szinten. *Erdészettudományi Közlemények* 4(1): 7–21.
- Bartholy J, Pongrácz R, Gelybó Gy, Szabó P (2008): Analysis of expected climate change in the Carpathian Basin using the PRUDENCE results. *Időjárás* 112(3–4): 249–264.
- Bartholy J, Pongrácz R, Kis A (2015a): Projected changes of extreme precipitation using multi-model approach. *Időjárás* 119(2): 129–142.
- Bartholy J, Pongrácz R, Pieczka I, Kelemen FD, Kis A, André K (2015b): Regional climate model experiment using RegCM subgridding options in the framework of Med-CORDEX. URL:

*Mellékletek*

- ams.confex.com/ams/95Annual/webprogram/Manuscript/Paper262821/BJ-et-al-AMS2015.pdf [Utolsó hozzáférés: 2016.05.11.].
- Beale CM, Lennon JJ (2012): Incorporating uncertainty in predictive species distribution modelling. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 367(1586): 247–258.
- Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M (2005): Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* 186(2): 250–269.
- Beaumont LJ, Hughes L, Pitman AJ (2008): Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters* 11(11): 1135–1146.
- Beaumont LJ, Graham E, Duursma DE, Wilson PD, Cabrelli A, Baumgartner JB, Hallgren W, Esperón-Rodríguez M, Nipperess DA, Warren DL, Laffan SW, VanDerWal J (2016): Which species distribution models are more (or less) likely to project broad-scale, climate-induced shifts in species ranges? *Ecological Modelling* 342(1): 135–146.
- Beck T (2013): *Principles of Ecological Landscape Design*. Washington, DC, USA: Island Press.
- Bede-Fazekas Á (2009): Fagyérzékeny növénytaxonok alkalmazási lehetőségei a tájépítészetben. Szakdolgozat. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar, Kert- és Szabadtértervezési Tanszék.
- Bede-Fazekas Á (2011): Impression of the global climate change on the ornamental plant usage in Hungary. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment* 3(Suppl.): 210–220.
- Bede-Fazekas Á (2012): Melegigényes díszfák telepíthetőségi területének előrejelzése a 21. századra. Diplomamunka. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar, Kert- és Szabadtértervezési Tanszék.
- Bede-Fazekas Á (2013a): Mediterrán növények éghajlati igényeinek közelítése mesterséges intelligencia módszereivel. Szakdolgozat. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Informatikai Kar.
- Bede-Fazekas Á (2013b): Negative impact of climate change on the distribution of some conifers. *Hadtudomány* 23(Suppl.): 234–243.
- Bede-Fazekas Á, Trásy K, Csóka Gy (2015a): Changing visual value of deciduous species in the climate change. In: Wolf J, Nečasová J, Nečas T (szerk.): *Proceedings of the international conference "Horticulture in quality and culture of life"*. Lednice, Csehország: Faculty of Horticulture in Lednice.
- Bede-Fazekas Á, Trásy K, Csóka Gy (2015b): Nyárültetvények őszi lombszíneződésének vizsgálata három MODIS-színcsatorna alapján. *Remote Sensing Technologies and GIS Online* 5(1): 417–425.
- Bede-Fazekas Á, Horváth L, Trájer AJ, Gregorics T (2015c): An ArcGIS Tool for Modeling the Climate Envelope with Feed-Forward ANN. *Applied Artificial Intelligence* 29(3): 233–242.
- Belda M, Skalák P, Farda A, Halenka T, Déqué M, Csima G, Bartholy J, Torma C, Boroneant C, Caian M, Spiridonov V (2015): CECILIA regional climate simulations for future climate: Analysis of climate change signal. *Advances in Meteorology* 2015(1): ID 354727. URL: [downloads.hindawi.com/journals/amete/2015/354727.pdf](http://downloads.hindawi.com/journals/amete/2015/354727.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.11.]

- Bell DM, Schlaepfer DR (2016): On the dangers of model complexity without ecological justification in species distribution modeling. *Ecological Modelling* 330(1): 50–59.
- Belsley DA (1991): *Conditioning diagnostics: collinearity and weak data regression*. New York, NY, USA: Wiley.
- Belügyminisztérium, VÁTI (2011): *Klímabarát városok. Kézikönyv az európai városok klímaváltozással kapcsolatos feladatairól és lehetőségeiről*. Budapest: Belügyminisztérium és VÁTI Nonprofit Kft.
- Berg P, Feldmann H, Panitz H-J (2012): Bias correction of high resolution regional climate model data. *Journal of Hydrology* 448–449: 80–92.
- Berry PM, Dawson TP, Harrison PA, Pearson RG (2002): Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Ecology and Biogeography* 11(6): 453–62.
- Bierman SM, Butler A, Marion G, Kühn I (2010) Bayesian image restoration models for combining expert knowledge on recording activity with species distribution data. *Ecography* 33(3): 451–460.
- Bindoff NL, Stott PA, AchutaRao KM, Allen MR, Gillett N, Gutzler D, Hansingo K, Hegerl G, Hu Y, Jain S, Mokhov II, Overland J, Perlwitz J, Sebbari R, Zhang X (2013): Detection and Attribution of Climate Change: from Global to Regional. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (szerk.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Bivand R, Rundel C (2015): rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source (GEOS). R package version 0.3-15. URL: [CRAN.R-project.org/package=rgeos](http://CRAN.R-project.org/package=rgeos)
- Bivand RS, Pebesma E, Gomez-Rubio V (2013): *Applied spatial data analysis with R*. New York, USA: Springer.
- Blanka V, Ladányi Zs, Fiala K, Dolinaj D, Rakonczai J, Crnojevic V, Čosić Đ (2014): Jövőbeli stratégiák az aszályveszély mérséklésére. In: Blanka V, Ladányi Zs (szerk.): *Aszály és vízgazdálkodás a Dél-Alföldön és a Vajdaságban*. Szeged: Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék.
- Bodner GS, Robles MD (2017): Enduring a decade of drought: Patterns and drivers of vegetation change in a semi-arid grassland. *Journal of Arid Environments* 136(1): 1–14.
- Bohn U, Neuhäusle R, Gollub G, Hettwer C, Neuhäuslová Z, Raus T, Schlüter H, Weber H (2003): *Karte der Natürlichen Vegetation Europas. Map of the natural vegetation of Europe*. Bonn, Németország: German Federal Agency for Nature Conservation.
- Bohn U, Zazanashvili N, Nakhutsrishvili G (2007): The Map of the Natural Vegetation of Europe and its application in the Caucasus Ecoregion. *Bulletin of the Georgian National Academy of Sciences* 175(2): 112–121.
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH, White J-SS (2009): Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology & Evolution* 24(3): 127–135.

*Mellékletek*

- Böloni J, Kun A, Molnár Zs (2003): Magyarország Élőhely-térképezési Adatbázisának (MÉTA) Élőhelyismereti Útmutatója (ÉIÚ) 2.0. Kézirat. Vácrátót: MTA ÖBKI.
- Böloni J, Molnár Zs, Kun A, Biró M (szerk.) (2007): Általános Nemzeti Élhely-osztályozási Rendszer. Á-NÉR2007. Kézirat. Vácrátót: MTA ÖBKI.
- Böloni J, Molnár Zs, Kun A (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. A hazai vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. Vácrátót: MTA ÖBKI.
- Booth GD, Niccolucci MJ, Schuster EG (1994): Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. Ogden, UT, USA: US Dept of Agriculture Forest Service.
- Borcard D, Gillet F, Legendre P (2011): Numerical Ecology with R. New York, NY, USA: Springer-Verlag.
- Boslaugh S (2012): Statistics in a Nutshell. A Desktop Quick Reference. Sebastopol, CA, USA: O'Reilly Media.
- Botkin DB, Saxe H, Araújo MB, Betts R, Bradshaw RHW, Cedhagen T, Chesson P, Dawson TP, Etterson JR, Faith DP, Ferrier S, Guisan A, Hansen AS, Hilbert DW, Loehle C, Margules C, New M, Sobel MJ, Stockwell DRB (2007): Forecasting the effects of global warming on biodiversity. *Bioscience* 57(3) 227–236.
- Bottyán Zs (2008): Az átlagos maximális hőszigetintenzitás statisztikus modellje Szegeden és Debrecenben. Doktori értekezés. Szeged: Szegedi Tudományegyetem, Földtudományok Doktori Iskola.
- Braunisch V, Coppes J, Arlettaz R, Suchant R, Schmid H, Bollmann K (2013): Selecting from correlated climate variables: a major source of uncertainty for predicting species distributions under climate change. *Ecography* 36(9): 1–13.
- Breiman L (1998): Arcing classifiers. *The Annals of Statistics* 26(3): 801–849.
- Breiman L (2001) Random forests. *Mach Learn* 45(1): 5–32.
- Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CJ (1984): Classification and Regression Trees. Belmont, CA, USA: Wadsworth International Group.
- Brennan LA (2012): Editorial Guidance and Wildlife Science: the Roles of Wildlife Society Bulletin Authors, Associate Editors, and Reviewers. *Wildlife Society Bulletin* 36(2): 392–398.
- Brickell Ch (2003): Dísznövény enciklopédia. Az Angol Királyi Kertészeti Társaság kézikönyve. Budapest: Urbis Könyvkiadó.
- Brown JH, Stevens GC, Kaufman DM (1996): The geographic range: size, shape, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27(1): 597–623.
- Brown C (2013): hash: Full feature implementation of hash/associated arrays/dictionaries. R package version 2.2.6. URL: [CRAN.R-project.org/package=hash](http://CRAN.R-project.org/package=hash)
- Brown RD, Vanos J, Kenny N, Lenzholzer S (2015): Designing urban parks that ameliorate the effects of climate change. *Landscape and Urban Planning* 138(1): 118–131.
- Bucklin DN, Basille M, Benschoter AM, Brandt LA, Mazzotti FJ, Románach SS (2014): Comparing species distribution models constructed with different subsets of environmental predictors. *Diversity and Distribution* 21(1): 23–35.

- Bucklin DN, Watling JI, Speroterra C, Brandt LA, Mazzotti FJ, Romañach SS (2013): Climate downscaling effects on predictive ecological models: a case study for threatened and endangered vertebrates in the southeastern United States. *Regional Environmental Change* 13(Suppl.1): 57–68.
- Burkett VR, Suarez AG, Bindi M, Conde C, Mukerji R, Prather MJ, St. Clair AL, Yohe GW (2014): Point of departure. In: Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE, Chatterjee M, Ebi K.L, Estrada YO, Genova RC, Girma B, Kissel ES, Levy AN, MacCracken S, Mastrandrea PR, White LL (szerk.): *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Busby JR (1991): BIOCLIM – A bioclimate analysis and prediction system. In: Margules CR, Austin MP (szerk.): *Nature conservation: Cost effective biological surveys and data analysis*. Canberra, Ausztrália: CSIRO.
- Busby JR (1986): A biogeographical analysis of *Nothofagus cunninghamii* (Hook.) Oerst. in southeastern Australia. *Australian Journal of Ecology* 11(1): 1–7.
- Bühlmann P, Hothorn T (2007): Boosting algorithms: regularization, prediction and model fitting. *Statistical Science* 22(4): 477–505.
- Caithness N (1995): Pattern, process and the evolution of the African antelope (Mammalia: Bovidae). Doktori értekezés. Johannesburg, Dél-afrikai Köztársaság: University of the Witwatersrand.
- Calkins M (2005): Strategy use and challenges of ecological design in landscape architecture. *Landscape and Urban Planning* 73(1): 29–48.
- Cao X, Onishi A, Chen J, Imura H (2010): Quantifying the cool island intensity of urban parks using ASTER and IKONOS data. *Landscape and Urban Planning* 96(1): 224–231.
- Carpenter G, Gillison AN, Winter J (1993): DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2(6): 667–68.
- Catalogue (2016): Catalogue of Life. URL: [www.catalogueoflife.org](http://www.catalogueoflife.org) [Utolsó hozzáférés: 2016.11.26.].
- Cevenini G, Barbini P (2010): A bootstrap approach for assessing the uncertainty of outcome probabilities when using a scoring system. *BMC Medical Informatics and Decision Making* 10: 45.
- Chennamaneni PR, Echambadi R, Hess JD, Syam N (2016): Diagnosing harmful collinearity in moderated regressions: A roadmap. *International Journal of Research in Marketing* 33(1): 172–182.
- Chiarucci A, Araújo MB, Decocq G, Beierkuhnlein C, Fernández-Palacios JM (2010): The concept of potential natural vegetation: an epitaph? *Journal of Vegetation Science* 21(6): 1172–1178.
- Christensen JH, Boberg F, Christensen OB, Lucas-Picher P (2008): On the need for bias correction of regional climate change projections of temperature and precipitation. *Geophysical Research Letters* 35(20): L20709.
- Chytrý M (1998): Potential replacement vegetation: An approach to vegetation mapping of cultural landscapes. *Applied Vegetation Science* 1(2): 177–188.

*Mellékletek*

- Clavero M, Villero D, Brotons L (2011): Climate Change or Land Use Dynamics: Do We Know What Climate Change Indicators Indicate? *PLoS ONE* 6(4): e18581.
- Collins FC, Bolstad PV (1996): A comparison of spatial interpolation techniques in temperature estimation. In: Goodchild M, Steyaert L, Parks B, Crane M, Johnston C, Wilson J, Shaw D, Glendinning S (szerk.): *Proceedings of the Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*. Santa Barbara, CA, USA: National Center for Geographic Information and Analysis.
- Collins M, Knutti R, Arblaster J, Dufresne J-L, Fichet T, Friedlingstein P, Gao X, Gutowski WJ, Johns T, Krinner G, Shongwe M, Tebaldi C, Weaver AJ, Wehner M (2013): Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (szerk.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Cruz-Cárdenas G, López-Mata L, Villaseñor JL, Ortiz E (2014): Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(1): 189–199.
- Csete M, Horváth L (2012): Sustainability and green development in urban policies and strategies. *Applied Ecology and Environmental Research* 10(2): 185–194.
- Csillag K (2009): *Fenntartható csapadékvíz-elvezetés*. Szakdolgozat. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar.
- Csima G, Horányi A (2008): Validation of the ALADIN-Climate regional climate model at the Hungarian Meteorological Service. *Időjárás* 112 (3–4): 155–177.
- Csorvási A, Illy T, Sábitz J, Szabó P, Szépszó G, Zsebeházi G (2016): Múltbeli időszakra vonatkozó modelleredmények validációja. RCMTÉR EEA-C13-10 projekt beszámoló. URL: [www.met.hu/downloads.php?fn=/RCMTeR/doc/reports/D4.1\\_C13-10\\_kozos-kiertekeles\\_validacio.pdf](http://www.met.hu/downloads.php?fn=/RCMTeR/doc/reports/D4.1_C13-10_kozos-kiertekeles_validacio.pdf)
- Cubasch U, Wuebbles D, Chen D, Facchini MC, Frame D, Mahowald N, Winther J-G (2013): Introduction. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (szerk.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Cutler DR, Edwards TC ifj., Beard KH, Cutler A, Hess KT, Gibson J, Lawler J (2007): Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88(11): 2783–2792.
- Czúcz B, Gálhidy L, Mátyás Cs (2011): Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science* 68(1): 99–108.
- Czúcz B, Gálhidy L, Mátyás Cs (2013): A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa. *Erdészettudományi Közlemények* 3(1): 39–53.



*Mellékletek*

- Czucz B (2010): Az éghajlatváltozás hazai természetközeli élőhelyekre gyakorolt hatásainak modellezése. Doktori értekezés. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Doktori Iskola.
- Czóbel Sz, Cserhalmi D, Nagy J, Szerdahelyi T, Szirmai O (2007): Társulástan (cönológia). In: Tuba Z, Szerdahelyi T, Engeloner A, Nagy J (szerk.): Botanika III. Bevezetés a növénytanba, algológiába, gombatanba és funkcionális növényökológiába. Budapest: Nemzeti Tankönyvkiadó.
- Deák JÁ (2011): A növényzet tájléptékű változásai a Kiskunság délkeleti részén. In: Rakonczai J (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei. 7. Békéscsaba: Nagyalföld Alapítvány.
- Déqué M (2007): Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: Model results and statistical correction according to observed values. *Global and Planetary Change* 57(1–2): 16–26
- De'ath G (2007): Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology* 88(1): 243–251.
- De'ath G, Fabricius KE (2000): Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81(11): 3178–3192.
- Debreczy Zs, Csapody V (1971): Télen is zöld kertek. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó.
- Debreczy Zs (1987): Budapest: a lehetséges vegetáció térképe. *Kertészet és Szőlészet* 18(51): 16–17.
- Debreczy Zs, Rácz I (2000): Fenyők a Föld körül. Budapest: Dendrológiai Alapítvány
- De Cáceres M, Legendre P (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90(12): 3566–3574.
- De Loë R, Kreutzwiser R, Moraru L (2001): Adaptation options for the near term: climate change and the Canadian water sector. *Global Environmental Change* 11(3): 231–245.
- De Reu J, Bourgeois J, Bats M, Zwertvaegher A, Gelorini V, De Smedt P, Chu W, Antrop M, De Maeyer P, Finke P, Van Meirvenne M, Verniers J, Crombé P (2013): Application of the topographic position index to heterogeneous landscapes. *Geomorphology* 186(1): 39–49.
- Dezső Zs (2009): A magyarországi és közép-európai nagyvárosokban kialakuló városi hősziget vizsgálata finom felbontású műholdképek alapján. Doktori értekezés. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék.
- Dietz ME (2007): Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommendations for Future Directions. *Water, Air, and Soil Pollution* 186(1): 351–363.
- Dirnböck T, Dullinger S, Grabherr G (2003): A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. *Journal of Biogeography* 30(3): 401–417.
- Dobor L, Barcza Z, Havasi Á, Hlásny T (2012): Construction of a daily meteorological database for climate change related impact studies. In: Mika J (szerk.): Proceedings, The Atmosphere as risk and resource, Eger, CD-ROM.
- Dobor L, Barcza Z, Hlásny T, Havasi Á, Horváth F, Itzész P, Bartholy J (2015): Bridging the gap between climate models and impact studies: the FORESEE Database. *Geoscience Data Journal* 2(1): 1–11.
- Dobor L, Barcza Z, Hlásny T, Havasi Á (2013): Creation of the FORESEE database to support climate change related impact studies In: Neményi M, Varga L, Facskó F, Lőrincz I (szerk.):

*Mellékletek*

- Science for Sustainability International Scientific Conference for PhD Students. Proceedings. Sopron: Nyugat-Magyarországi Egyetem Kiadó.
- Dobor L (2009): A magyarországi szélsőségek várható változása a XXI. század végére a PRUDENCE eredmények alapján. Szakdolgozat. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Földrajz- és Földtudományi Intézet.
- Dormann CF, Purschke O, García Márquez JR, Lautenbach S, Schröder B (2008): Components of uncertainty in species distribution analysis: a case study of the Great Grey Shrike. *Ecology* 89(12): 3371–3386.
- Dormann CF (2007): Promising the future? Global change projections of species distributions. *Basic and Applied Ecology* 8(5): 387–397.
- Dormann CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, García Marquéz JR, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, Münkemüller T, McClean C, Osborne PE, Reineking B, Schröder B, Skidmore AK, Zurell D, Lautenbach S (2013): Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36(1): 27–46.
- Dragulescu AA (2014): xlsx: Read, write, format Excel 2007 and Excel 97/2000/XP/2003 files. R package version 0.5.7. URL: [CRAN.R-project.org/package=xlsx](http://CRAN.R-project.org/package=xlsx)
- Drew CA, Wiersma YF, Huettmann F (szerk.) (2011): *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology. Concepts and Applications*. New York, NY, USA: Springer.
- Drüsler Á, Csirmaz K, Vig P, Mika J (2010): Effects of documented land use changes on temperature and humidity regime in Hungary. In: Saikia SP (szerk.): *Climate Change*. Dehradún India: International Book Distributors.
- Dryas I, Ustrnul Z (2007): The Spatial Analysis of the Selected Meteorological Fields in the Example of Poland. In: Dobesch H, Dumolard P, Dryas I (szerk.): *Spatial interpolation for climate data: the use of GIS in climatology and meteorology*. London, Egyesült Királyság: ISTE Ltd.
- Dunnett N, Hitchmough J (2004): *The Dynamic Landscape: the ecology, design and management of naturalistic urban planting*. London, Egyesült Királyság: E. & F. N. Spon.
- Edwards M, Richardson AJ (2004): Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature* 430(7002): 881–884.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMM, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29(2): 129–151.
- Elith J, Leathwick JR, Hastie T (2008): A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology* 77(4): 802–813.
- Elith J, Graham CH (2009)? Do they? How do they? Why do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32(1) 66–77.
- Elith J, Leathwick JR (2009): Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. 2009. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40(1): 677–697.

- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ (2010b): A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17(1): 43–57.
- Elith J, Kearney M, Phillips S (2010a): The art of modelling range-shifting species. *Methods in Ecology & Evolution* 1(4): 330–342.
- Engler JO, Rödder D (2012): Disentangling interpolation and extrapolation uncertainties in ecological niche models: a novel visualization technique for the spatial variation of predictor variable colinearity. *Biodiversity Informatics* 8(1): 30–40.
- Erell E, Pearlmutter D, Boneh D, Kutiel PB (2011): Effect of high-albedo materials on pedestrian heat stress in urban street canyons. *Urban Climate* 10(2): 367–386.
- Euforgen (2016): European forest genetic resources programme. URL: [www.euforgen.org](http://www.euforgen.org) [Utolsó hozzáférés: 2016.11.30.].
- Európai Unió (2014): EU policy document on Natural Water Retention Measures. URL: [climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/guidances/eu-policy-document-on-natural-water-retention-measures/11309347](http://climate-adapt.eea.europa.eu/metadata/guidances/eu-policy-document-on-natural-water-retention-measures/11309347) [Utolsó hozzáférés: 2016.12.07.].
- Evans JS, Murphy MA, Holden ZA, Cushman SA (2010): Modeling Species Distribution and Change Using Random Forest. In: Drew CA, Wiersma YF, Huettmann F (szerk.): *Predictive Species and Habitat Modeling in Landscape Ecology. Concepts and Applications*. New York, NY, USA: Springer New York.
- Faliński JB (2015): Methodical basis for Map of Potential Natural Vegetation of Poland. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 40(1): 209–222.
- Faragó T, Láng I, Csete L (szerk.) (2010): Climate change and Hungary: mitigating the hazard and preparing for the impacts (The “VAHAVA” report). URL: [www.preventionweb.net/files/18582\\_thevahavareport08dec2010.pdf](http://www.preventionweb.net/files/18582_thevahavareport08dec2010.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.16.].
- Farjon A (1990): *Pinaceae: drawings and descriptions of the genera Abies, Cedrus, Pseudolarix, Keteleeria, Nothotsuga, Tsuga, Cathaya, Pseudotsuga, Larix and Picea*. Königstein: Koeltz Scientific Books.
- Farris E, Filibeck G, Marignani M, Rosati L (2010): The power of potential natural vegetation (and of spatial-temporal scale): a response to Carrión & Fernández (2009). *Journal of Biogeography* 37(11): 2211–2213.
- Fawcett T (2006): An introduction to ROC analysis. *Pattern Recognition Letters* 27(8): 861–874.
- Fekete A, Sárospataki M, Takács K (2014): Landscape ecological and visual significance of dendrological gardens in the Carpathian Basin. *Acta Universitatis Sapientiae Agriculture and Environment* 6(1): 57–68.
- Ferenczy A, Eppich B, Varga RD, Bíró I, Kovács A, Petrányi G, Hirka A, Szabóki Cs, Isépy I, Priszter Sz, Türei D, Gimesi L, Garamvölgyi Á, Homoródi R, Hufnagel L (2010): Comparative analysis of the relationship between phenological phenomena and meteorological indicators. *Applied Ecology and Environmental Research* 8(4): 367–376.
- Fischlin A, Midgley GF, Price JT, Leemans R, Gopal B, Turley C, Rounsevell MDA, Dube OP, Tarazona J, Velichko AA (2007): Ecosystems, their properties, goods and services. In: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hanson CE (szerk.): *Climate change 2007: impacts,*

*Mellékletek*

- adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, Egyesült Királyság: Cambridge University Press.
- Fisher RA (1921): On the "Probable Error" of a Coefficient of Correlation Deduced from a Small Sample. *Metron* 1(4): 3–32.
- Flato G, Marotzke J, Abiodun B, Braconnot P, Chou SC, Collins W, Cox P, Driouech F, Emori S, Eyring V, Forest C, Gleckler P, Guilyardi E, Jakob C, Kattsov V, Reason C, Rummukainen M (2013): Evaluation of Climate Models. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (szerk.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- F Nagy Zs (1998): *Permakultúra – biokultúra. Alternatív életszemlélet, alternatív mezőgazdaság*. Miskolc: Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejlődésért Alapítvány.
- Forchhammer MC, Post E (2000): Climatic signatures in ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 15(7): 286.
- Formayer H, Haas P (2009): Correction of RegCM3 model output data using a rank matching approach applied on various meteorological parameters. In: *Central and Eastern Europe Climate Change Impact and Vulnerability Assessment. Specific targeted research project. 1.1.6.3.I.3.2: Climate change impacts in central-eastern Europe. Deliverable D3.2 RCM output localization methods (BOKU-contribution of the FP 6 CECILIA project)*. URL: [www.cecilia-eu.org/restricted/getdoc.php?wp=3&num=2](http://www.cecilia-eu.org/restricted/getdoc.php?wp=3&num=2) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.20.].
- Franklin J (2009): *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge, Egyesült Királyság: Cambridge University Press.
- Freund Y, Schapire RE (1997): A decision-theoretic generalization of on-line learning and an application to boosting. *Journal of Computer and System Sciences* 55 (1): 119–139.
- Friedman JH, Hastie T, Tibshirani R (2000): Additive logistic regression: a statistical view of boosting. *The Annals of Statistics* 28(2): 337–407.
- Friedman JH (2002): Stochastic gradient boosting. *Computational Statistics & Data Analysis* 38(4): 367–378.
- Friedman JH (2001): Greedy function approximation: a gradient boosting machine. *Annals of Statistics* 29(5): 1189–1232.
- Froese JG (2012): *A guide to selecting species distribution models to support biosecurity decision-making*. Brisbane, Ausztrália: State of Queensland, Department of Agriculture, Fisheries and Forestry.
- Füssel HM, Klein RJT (2006): Climate change vulnerability assessments: An evolution of conceptual thinking. *Climatic Change* 75(3): 301–329.
- Galántai M, Tóth I (2001): *Dísznövény zsebkönyv. Hová, mit ültessünk?* Budapest: Mezőgazda Kiadó.
- Gallant JC, Wilson JP (2000): Primary topographic attributes. In: Wilson JP, Gallant JC (szerk.): *Terrain Analysis: Principles and Applications*. New York, NY, USA: Wiley.

- Gálos B, Berki I, Drüsler Á, Jacob D, Mátyás Cs (2010): Climatic role of temperate forests at the forest/steppe limit. *Geophysical Research Abstracts* 12: Paper EGU2010-732-1.
- Gálos B, Hänsler A, Kindermann G, Rechid D, Sieck K, Jacob D (2012): The Role of Forests in Mitigating Climate Change – a Case Study for Europe. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 8(1): 87–102.
- Garamvölgyi Á, Hufnagel L (2013): Impacts of climate change on vegetation distribution. No. 1: Climate change induced vegetation shifts in the Palearctic region. *Applied Ecology and Environmental Research* 11(1): 79–122.
- Gaston KJ (2003): The structure and dynamics of geographic ranges. Oxford, Egyesült Királyság: Oxford University Press.
- Gatzweiler F, Hagedorn K (szerk.) (2003): Institutional Change in Central and Eastern European Agriculture and Environment. URL: [www.fao.org/fileadmin/user\\_upload/Europe/documents/Publications/CEESA\\_Vol4\\_en.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/Europe/documents/Publications/CEESA_Vol4_en.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.12.06.].
- GBIF (2016): Global Biodiversity Information Facility. URL: [www.gbif.org](http://www.gbif.org) [Utolsó hozzáférés: 2016.11.26.].
- Gencsi L, Vancsura R (1997): *Dendrológia. Erdészeti növénytan II.* Budapest: Mezőgazda Kiadó.
- Gerharz L, Pebesma E, Hecking H (2010): Visualizing uncertainty in spatio-temporal data. In: Tate NJ, Fisher PF (szerk.): *Proceedings of the Ninth International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences.* Leicester, Egyesült Királyság: University of Leicester.
- Gerten D, Lucht W, Schaphoff S, Cramer W, Hickler T, Wagner W (2005): Hydrologic resilience of the terrestrial biosphere. *Geophysical Research Letters* 32(21): L21408.
- Giehl ELH, Jarenkow JA (2012): Niche conservatism and the differences in species richness at the transition of tropical and subtropical climates in South America. *Ecography* 35(10): 933–943.
- Giorgi F, Marinucci MR, Bates GT, DeCanio G (1993b): Development of a second generation regional climate model (RegCM2). Part II: Convective processes and assimilation of lateral boundary conditions. *Monthly Weather Review* 121(10): 2814–2832.
- Giorgi F, Marinucci MR, Bates GT (1993a): Development of a second generation regional climate model (RegCM2). Part I: Boundary layer and radiative transfer processes. *Monthly Weather Review* 121(10): 2794–2813.
- Gong C, Chen J, Yu S (2013): Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. *Landscape and Urban Planning* 120(1): 158–169.
- Goovaerts P (1999): Using elevation to aid the geostatistical mapping of rainfall erosivity. *Catena* 34(3–4): 227–242.
- Goovaerts P (2000): Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology* 228(1–2): 113–129.
- Graham CH, Elith J, Hijmans RJ, Guisan A, Peterson AT, Loiseleur BA, NCEAS PSDWG (2008): The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. *Journal of Applied Ecology* 45(1): 239–247.

*Mellékletek*

- Graham CH, Ferrier S, Huettman F, Mortiz C, Peterson AT (2004): New developments in museum based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19(9):497–503.
- Griffiths M (1994): *The New Royal Horticultural Society Dictionary of Gardening*. London, Egyesült Királyság: Macmillan.
- Grimmond CSB, Roth M, Oke TR, Au YC, Best M, Betts R, Carmicha G, Cleugh H, Dabberdt W, Emmanuel R, Freitas E, Fortuniak K, Hanna S, Klein P, Kalkstein LS, Liu CH, Nickson A, Pearlmutter D, Sailor D, Voogt J (2010): *Climate and More Sustainable Cities: Climate Information for Improved Planning and Management of Cities (Producers/Capabilities Perspective)*. *Procedia Environmental Sciences* 1(1): 247–274.
- GRIN (2016): *Germplasm Resources Information Network*. URL: [npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxon/taxonomysearch.aspx?language=en](http://npgsweb.ars-grin.gov/gringlobal/taxon/taxonomysearch.aspx?language=en) [Utolsó hozzáférés: 2016.11.26.].
- Guilford J (1936): *Psychometric Methods*. New York: McGraw–Hill Book.
- Guisan A, Zimmermann NE, Elith J, Graham CH, Phillips S, Peterson AT (2007a): What matters for predicting the occurrences of trees: techniques, data or species' characteristics? *Ecological Monographs* 77(4): 615–630.
- Guisan A, Graham CH, Elith J, Huettmann F, NCEAS SDMG (2007b): Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. *Diversity and Distributions* 13(3): 332–340.
- Gurney K (1997): *An Introduction to Neural Networks*. London, Egyesült Királyság: CRC Press.
- Guisan A, Zimmermann NE (2000): Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(1): 147–186.
- Guisan A, Harrell FE (2000) Ordinal response regression models in ecology. *Journal of Vegetation Science* 11(5): 617–626.
- Guisan A, Tingley RT, Baumgartner JB, Naujokaitis-Lewis I, Sutcliffe PR, Tulloch AI.T, Regan TJ, Brotons L, McDonald-Madden E, Mantyka-Pringle C, Martin TG, Rhodes JR, Maggini R, Setterfield SA, Elith J, Schwartz MW, Wintle BA, Broennimann O, Austin M, Ferrier S, Kearney MR, Possingham HP, Buckley YM (2013): Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16(12): 1424–1435.
- Guisande C, García-Roselló E, Heine J, González-Dacosta J, Vilas LG, Pérez BJG, Lobo JM (2017): SPEDInstabR: An algorithm based on a fluctuation index for selecting predictors in species distribution modeling. *Ecological Informatics* 37(3): 18–23.
- Guth J, Kučera T (2005): Natura 2000 habitat mapping in the Czech Republic: methods and general results. *Ekológia (Bratislava)* 24(Suppl. 1): 39–51.
- Gutierrez F, Gabriel L, Emídio A, Mendes P, Neto C, Reis E (2015): Modelação predictiva da vegetação natural potencial do concelho de Loures. *Finisterra* 50(99): 31–62.
- Modelling the potential natural vegetation in the Loures municipality (Lisbon Metropolitan Area)
- Gymnosperm (2016): *The gymnosperm database*. URL: [www.conifers.org](http://www.conifers.org) [Utolsó hozzáférés: 2016.11.26.].
- Hagan MT, Demuth HB, Beale MH (1996): *Neural Network Design*. Boston, MA, USA: PWS Publishing.

- Hair JF ifj., Anderson RE, Tatham RL, Black WC (1995): Multivariate data analysis. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice-Hall.
- Hancz G (2013): A zöld infrastruktúra szerepe a települési vízgazdálkodásban. *Debreceni Műszaki Közlemények* 7(2): 121–130.
- Hand DJ, Till RJ (2001): A simple generalisation of the area under the ROC curve for multiple class classification problems. *Machine Learning* 45(2): 171–186.
- Hanley JA, McNeil BJ (1982): The meaning and use of the area under a receiver operating characteristic (ROC) curve. *Radiology* 143(1): 29–36.
- Hänninen H, Tanino K (2011): Tree seasonality in a warming climate. *Trends in Plant Science* 16(8): 412–416.
- Hanspach J, Kühn I, Schweiger O, Pompe S, Klotz S (2011): Geographical patterns in prediction errors of species distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 20(5): 779–788.
- Harrell FE ifj., Dupont Ch. és sokan mások (2016): Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 3.17-3. URL: [CRAN.R-project.org/package=Hmisc](http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc)
- Härdtle W (1995): On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 30(3): 263–276.
- Harrell FE ifj. (2001): Regression modeling strategies – with applications to linear models, logistic regression, and survival analysis. New York, NY, USA: Springer-Verlag.
- Hartkamp AD, De Beurs K, Stein A, White JW (1999): Interpolation Techniques for Climate Variables. Geographic Information Systems Series 99-01. International Maize and Wheat Improvement Center (CIMMYT). URL: [citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.582.9504&rep=rep1&type=pdf](http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.582.9504&rep=rep1&type=pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.24.].
- Hastie T, Tibshirani R, Friedman JH (2001): The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction. New York, NY, USA: Springer-Verlag.
- Hausser J (szerk.) (1995): Säugetiere der Schweiz. Atlas des Mammifères de Suisse. Mammiferi della Svizzera. Bazel, Svájc: Birkhäuser.
- Hawkins E, Sutton R (2009): The Potential to Narrow Uncertainty in Regional Climate Predictions. *Bulletin of the American Meteorological Society* 90(8): 1095–1107.
- Heikkinen RK, Luoto M, Araújo MB, Virkkala R, Thuiller W, Sykes MT (2006): Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30(6): 751–777.
- Hengl T, Heuvelink GBM, Rossiter DG (2007): About regression-kriging: From equations to case studies. *Computers & Geosciences* 33(10): 1301–1315.
- Hengl T, Heuvelink GBM, Stein A (2004): A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. *Geoderma* 120(1–2): 75–93.
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL (2006): The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29(5): 773–785.
- Hessayon DG (2004): Örökzöldek. Kertünk téli-nyári díszei. Budapest: Park Könyvkiadó.
- Heuvelink GBM, Brown JD, van Loon EE (2007): A Probabilistic Framework for Representing

*Mellékletek*

- and Simulating Uncertain Environmental Variables. *International Journal of Geographical Information Science* 21(5): 497–513.
- Hevesi JA, Istok JD, Flint AL (1992): Precipitation Estimation in Mountainous Terrain Using Multivariate Geostatistics. Part I: Structural Analysis. *Journal of Applied Meteorology* 31(7): 661–676.
- Hewitson B, Crane RG (1994): *Neural Nets: Applications in Geography*. New York, NY, USA: Springer.
- Hickler T, Vohland K, Feehan J, Miller PA, Smith B, Costa L, Giesecke T, Fronzek S, Carter TR, Cramer W, Kühn I, Sykes MT (2012): Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global Ecology and Biogeography* 21(1): 50–63.
- Hidy I, Gerzson L, Prekuta J (2011): *A zöldtető a városi tetőtáj koronája*. Budapest: Terc Kft.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25(15): 1965–1978.
- Hijmans RJ, Phillips S, Leathwick J, Elith J (2016): *dismo: Species Distribution Modeling*. R package version 1.0-15. URL: [CRAN.R-project.org/package=dismo](http://CRAN.R-project.org/package=dismo)
- Hijmans RJ (2012): Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null-model. *Ecology* 93(3): 679–688.
- Hijmans RJ (2015): *raster: Geographic Data Analysis and Modeling*. R package version 2.4-20. URL: [CRAN.R-project.org/package=raster](http://CRAN.R-project.org/package=raster)
- Hill JK, Thomas CD, Huntley B (2003): Modeling present and potential future ranges of European butterflies using climate response surfaces. In: Bogs C, Watt W, Ehrlich P (szerk.): *Butterflies. Ecology and evolution taking flight*. Chicago, IL, USA: The University of Chicago Press.
- Hillier HC (1973): *Hillier's Manual of Trees & Shrubs*. South Brunswick, NJ, USA és New York, NY, USA: A. S. Barnes.
- Hirzel A, Guisan A (2002): Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modelling. *Ecological Modelling* 157(1): 331–341.
- Hitchmough J (2011): Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landscape and Urban Planning* 100(1): 380–382.
- Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R, Zobel M (2006): Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15(1): 1–7.
- Hof AR, Jansson R, Nilsson C (2012): The usefulness of elevation as a predictor variable in species distribution modelling. *Ecological Modelling* 246(1): 86–90.
- Hofner B, Mayr A, Robinzonov N, Schmid M (2014): Model-based boosting in R: a hands-on tutorial using the R package mboost. *Computational Statistics* 29(1): 3–35.
- Holdaway MR (1996): Spatial modeling and interpolation of monthly temperature using kriging. *Climate Research* 6(3): 215–225.



- Hollósi B (2012): A XXI. században várható hazai csapadék- és aszályviszonyok tendenciaelemzése különböző modellszimulációk alapján. Diplomamunka. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Földrajz- és Földtudományi Intézet.
- Horváth F, Molnár Zs, Bölöni J, Pataki Zs, Révész A, Oláh K, Krasser D, Illyés E (2008): Fact sheet of the MÉTA database. *Acta Botanica Hungarica* 50(Suppl.): 11–34.
- Horváth L (2008a): A földrajzi analógia alkalmazása klímaszcenáriók vizsgálatában. In: Harnos Zs, Csete L (szerk.): *Klímaváltozás: környezet – kockázat – társadalom*. Budapest: Szaktudás Kiadó Ház.
- Horváth L (2008b): Földrajzi analógia alkalmazása klímaszcenáriók elemzésében és értékelésében. Doktori értekezés. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar.
- Hubálek Z (1982): Coefficients of Association and Similarity, Based on Binary (Presence–Absence) Data: An Evaluation. *Biological Reviews* 57(4): 669–689.
- Hudson IL, Keatley MR (szerk.) (2010): *Phenological Research. Methods for Environmental and Climate Change Analysis*. Dordrecht, Hollandia: Springer.
- Hufnagel L, Garamvölgyi Á (2014): Impacts of climate change on vegetation distribution No.2 – Climate change induced vegetation shifts in the new world. *Applied Ecology and Environmental Research* 12(2): 355–422.
- Hughes L (2000): Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution* 15(2): 56–61.
- Hunter M (2011): Using Ecological Theory to Guide Urban Planting Design: An adaptation strategy for climate change. *Landscape Journal* 30(2): 173–193.
- Huntley B, Green RE, Collingham YC, Hill JK, Willis SG, Bartlein PJ, Cramer W, Hagemeyer WJM, Thomas CD (2004): The performance of models relating species geographical distributions to climate is independent of trophic level. *Ecology Letters* 7(5): 417–426.
- Instituto (2001): *Fák. Kertben, parkban és a szabad természetben. A kiadásért felelős intézet: Instituto Geografico de Agostini S.p.A.* Budapest: Magyar Könyvklub.
- IPNI (2016): The International Plant Names Index. [www.ipni.org/ipni/plantnamesearchpage.do](http://www.ipni.org/ipni/plantnamesearchpage.do) [Utolsó hozzáférés dátuma: 2016.06.05.].
- Iverson LR, Prasad AM (1998): Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs* 68(4): 465–485.
- Jackson ST, Hobbs RJ (2009): Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* 325(5940): 567–569.
- Jakucs P (1981): Magyarország legfontosabb növénytársulásai. In: Hortobágyi T, Simon T (szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Budapest: Tankönyvkiadó.
- Jim CY, Lo AY, Byrne JA (2015): Charting the green and climate-adaptive city. *Landscape and Urban Planning* 138(1): 51–53.
- Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Hortal J (2009): The effect of prevalence and its interaction with sample size on the reliability of species distribution models. *Community Ecology* 10(2): 196–205.
- Johnson ChJ, Gillingham MP (2008): Sensitivity of species-distribution models to error, bias, and model design: An application to resource selection functions for woodland caribou. *Ecological Modelling* 213: 143–155.

*Mellékletek*

- Józsa M (1993): Fenyők és örökzöldek a kertben. Budapest: Botanika Kiadói és Reklám Kft.
- Kadmon R, Farber O, Danin A (2003): A systematic analysis of factors affecting the performance of climatic envelope models. *Ecological Applications* 13(3): 853–867.
- Kárpáti Z, Terpó A (1971): Alkalmazott növényföldrajz. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó.
- Kaymak U, Ben-David A, Potharst R (2012): The AUK: A simple alternative to the AUC. *Engineering Applications of Artificial Intelligence* 25(5): 1082–1089.
- Kendle AD, Rose JE (2000): The aliens have landed! What are the justifications for 'native only' policies in landscape plantings? *Landscape and Urban Planning* 47(1): 19–31.
- Keresztes B (1984): Az akác (*Robinia pseudoacacia* L). Budapest: Akadémia Kiadó.
- Kereszty Z (1998): “Nézzétek a mező liliomait...”. Bibliai növények a hit és a tudomány fényében. Budapest: Simon Lászlóné magánkiadása.
- Kincer JB (1928): Atlas of American Agriculture—Climate: Temperature, Sunshine, and Wind. Washington, DC, USA: U.S. Government Printing Office.
- Kis A, Pongrácz R, Bartholy J (2015): Analysis of projected frequency and intensity changes of precipitation in the Carpathian region. In: Serban G, Croitoru A, Holobaca I, Batinas R, Horváth Cs, Tudose T (szerk.): Air and Water Components of the Environment. Kolozsvár, Románia: Presa Universitara Clujeana.
- Kis A (2011): Csapadékindexek várható trendjei Magyarországon az ENSEMBLES szimulációk alapján. Szakdolgozat. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Földrajz- és Földtudományi Intézet.
- Kitka D, Szilassi P (2016): Két özönnövény elterjedtségét befolyásoló földrajzi tényezők vizsgálata geoinformatikai módszerekkel a Dél-Alföldi Régió példáján. *Tájökológiai Lapok* 14(2): 155–169.
- Knotters M, Brus DJ, Oude Voshaar JH (1995): A comparison of kriging, co-kriging and kriging combined with regression for spatial interpolation of horizon depth with censored observations. *Geoderma* 67(3–4): 227–246.
- Kovács-Láng E, Kröel-Dulay Gy, Czúcz B (2008): Az éghajlatváltozás hatásai a természetes élővilágra és teendők a megőrzés és kutatás területén. *Természetvédelmi Közlemények* 14(1): 5–39.
- Kovács A, Marton A, Tóth G, Szöcs T (2015): A sekély felszín alatti vizek klímaérzékenységének országos léptékű kvantitatív vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny* 95(4): 5–17.
- Kowarik I (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. *Tuexenia* 7: 53–67.
- Kramer CY (1956): Extension of multiple range tests to group means with unequal number of replications. *Biometrics* 12(3): 307–310.
- Krige DG (1966): Two-dimensional weighted average trend surfaces for ore-evaluation. *Journal of the South African Institute of Mining and Metallurgy* 66(1): 13–38.
- Kröel-Dulay Gy, Ransijn J, Schmidt IK, Beier C, De Angelis P, de Dato G, Dukes JS, Emmett B, Estiarte M, Garadnai J, Kongstad J, Kovács-Láng E, Larsen KS, Liberati D, Ogaya R, Riis-Nielsen T, Smith AR, Sowerby A, Tietema A, Penuelas J (2015): Increased sensitivity to climate change in disturbed ecosystems. *Nature Communications* 6(1): 6682.

- Kruskal WH, Wallis WA (1952): Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *Journal of the American Statistical Association* 47(260): 583–621.
- Krüzselyi I, Bartholy J, Horányi A, Pieczka I, Pongrácz R, Szabó P, Szépszó G, Torma Cs, (2011): The future climate characteristics of the Carpathian Basin based on a regional climate model mini-ensemble. *Advances in Science and Research* 6(1): 69–73.
- Kujala H (2012): Climate change, species range shifts and uncertainty – a new era of conservation planning. *Doktori értekezés*. Helsinki, Finnország: University of Helsinki, Faculty of Biological and Environmental Sciences, Department of Biosciences.
- Ladányi M, Horváth L (2010): A review of the potential climate change impact on insect populations – general and agricultural aspects. *Applied Ecology and Environmental Research* 8(2): 143–152.
- Ladányi Zs, Deák JÁ, Rakonczai J (2010): The effect of aridification on dry and wet habitats of Illancs microregion SW Great Hungarian Plain, Hungary. *AGD Landscape & Environment* 4(1): 11–22.
- Lakatos M, Szentimrey T, Bihari Z, Szalai S (2013): Creation of a homogenized climate data-base for the Carpathian region by applying the MASH procedure and the preliminary analysis of the data. *Időjárás* 117(1): 143–158.
- Lakatos L, Gulyás Á (2003): Connection between phenological phases and urban heat island in Debrecen and Szeged, Hungary. *Acta Climatologica et Chorologica* 36–37(1): 79–83.
- LAM (2011): Restoration. Renovation. An ecological journal seeks cross-pollination with designers. *Landscape Architecture Magazine* 16(12): 20.
- Lam NS (1983): Spatial interpolation methods: a review. *The American Cartographer* 10(2): 129–135.
- Lányi E (2010): környezettudatos épített környezet – a modellváltás elvei és építészeti eszköze. Budapest: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építésmérnöki Kar.
- Laukkonen J, Blanco PK, Lenhart J, Keiner M, Cavric B, Kinuthia-Njenga C (2009): Combining climate change adaptation and mitigation measures at the local level. *Habitat International* 33(3): 287–292.
- Leander R, Buishand TA (2007): Resampling of regional climate model output for the simulation of extreme river flows. *Journal of Hydrology* 332(3–4): 487–496.
- Leathwick JR, Whitehead D, McLeod M (1996): Predicting changes in the composition of New Zealand's indigenous forests in response to global warming: a modelling approach. *Environmental Software* 11(1–3): 81–90.
- Lelovics E (2012): Műholdas és állomási méréseken alapuló városi hősziget vizsgálat Budapest térségére. *Diplomamunka*. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék.
- Lenderink G, Buishand A, Van Deursen W (2007): Estimates of future discharges of the river Rhine using two scenario methodologies: direct versus delta approach. *Hydrology and Earth System Sciences* 11(3): 1145–1159.
- Le Treut H, Somerville R, Cubasch U, Ding Y, Mauritzen C, Mokssit A, Peterson T, Prather M (2007): Historical Overview of Climate Change. In: Solomon S, Qin D, Manning, M Chen Z,

*Mellékletek*

- Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (szerk.): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Leuschner C (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora* 192(1): 379–391.
- Levavasseur G, Vrac M, Roche DM, Paillard D (2012): Statistical modelling of a new global potential vegetation distribution. *Environmental Research Letters* 7(4): 044019.
- Li J, Heap AD (2008): *A Review of Spatial Interpolation Methods for Environmental Scientists*. Canberra, Ausztrália: Geoscience Australia.
- Li J, Heap AD (2011): A review of comparative studies of spatial interpolation methods in environmental sciences: Performance and impact factors. *Ecological Informatics* 6(3–4): 228–241.
- Li J, Heap AJ (2014): Spatial interpolation methods applied in the environmental sciences: A review. *Environmental Modelling & Software* 53(1): 173–189.
- Linderholm HW (2006): Growing season changes in the last century. *Agricultural and Forest Meteorology* 137(1–2): 1–14.
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R (2008): AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17(2): 145–151.
- Loidi J, Fernández-González F (2012): Potential natural vegetation: reburying or reborning? *Journal of Vegetation Science* 23(3): 596–604.
- Loidi J, del Arco M, Pérez de Paz PL, Asensi A, Díez Garretas B, Costa M, Díaz González T, Fernández-González F, Izco J, Penas A, Rivas-Martínez S, Sánchez-Mata D (2010): Understanding properly the “potential natural vegetation” concept. *Journal of Biogeography* 37(11): 2209–2211.
- Lukacs PM, Burnham KP, Anderson DR (2010): Model selection bias and Freedman’s paradox. *Annals of the Institute of Statistical Mathematics* 62(1): 117–125.
- Luo W, Taylor MC, Parker SR (2008): A comparison of spatial interpolation methods to estimate continuous wind speed surfaces using irregularly distributed data from England and Wales. *International Journal of Climatology* 28(7): 947–959.
- Lusted LB (1971): Decision-making studies in patient management. *The New England Journal of Medicine* 284(8): 416–424.
- MacEachren AM, Brewer CA, Pickle IW. (1998): Visualising Georeferenced Data: Representing Reliability of Health Statistics. *Environment and Planning A* 30(9): 1547–1561.
- Machado A (2004): An index of naturalness. *Journal for Nature Conservation* 12(2): 95–110.
- Maggini R, Lehmann A, Zimmermann NE, Guisan A (2006): Improving generalized regression analysis for the spatial prediction of forest communities. *Journal of Biogeography* 33(10): 1729–1749.
- Major I (2015): *Lombhullató fásszárú dísznövénytaxonok értékelése kihajtás és virágzás szempontjából*. Szakdolgozat. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar.
- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ (2001): Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38(5): 921–931.

- Marácz L (2013): Díszfák, díszcserjék védelme. Szombathely: Nyugat-dunántúli Díszfaiskolások Egyesülete.
- Marácz K (2014): Exota örökzöld lomblevelű díszcserjék új télállósági zónákba sorolása hidegtűrési és ökofiziológiai vizsgálatok alapján. Doktori értekezés. Keszthely: Pannon Egyetem, Georgikon Kar.
- Marris E (2009): "Ragamuffin Earth". *Nature* 460(7254): 450–453.
- Matthews T, Lo AY, Byrne JA (2015): Reconceptualizing green infrastructure for climate change adaptation: Barriers to adoption and drivers for uptake by spatial planners. *Landscape and Urban Planning* 138(1): 155–163.
- Mátyás Cs, Berki I, Király G, Szalai S, Szepes A (2007): A klímaváltozás hatása a zonális fafajok egészségi állapotára és elterjedésére. Munkabeszámoló. OTKA.
- Mátyás Cs, Božič G, Gömör D, Ivanković M, Rasztoivits E (2009): Transfer Analysis of Provenance Trials. Reveals Macroclimatic Adaptedness of European Beech (*Fagus sylvatica* L.). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 5(1): 47–62.
- Mátyás Cs (2010): Forecasts needed for retreating forests. *Nature* 464: 1271.
- Mátyás Cs, Führer E, Berki I, Csóka Gy, Drüszler Á, Lakatos F, Móricz N, Rasztoivits E, Somogyi Z, Veperdi G, Vig P, Gálos B (2010b): Erdők a szárazsági határon. "Klíma-21" Füzetek 61: 84–97.
- Mátyás Cs, Berki I, Czúcz B, Gálos B, Móricz N, Rasztoivits E (2010a): Future of Beech in Southeast Europe from the Perspective of Evolutionary Ecology. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 6(1): 91–110.
- McCulloch WS, Pitts WH (1943): A logical calculus of the ideas immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics* 5(4): 115–133.
- McPherson JM, Jetz W, Rogers DJ (2004): The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 4(5): 811–823.
- MET (2016): Az adatsorok éghajlati elemzése. URL: [owww.met.hu/eghajlat/eghajlati\\_adatsorok/bp/Navig/105.htm](http://owww.met.hu/eghajlat/eghajlati_adatsorok/bp/Navig/105.htm) [Utolsó hozzáférés: 2016.12.11.].
- Meyer D, Buchta C (2015). proxy: Distance and Similarity Measures. R package version 0.4-15. URL: [CRAN.R-project.org/package=proxy](http://CRAN.R-project.org/package=proxy).
- Mezősi G, Blanka V, Ladányi Zs, Bata T (2015): A szélerózió érzékenység klímaváltozáshoz köthető változásának vizsgálata Magyarországon. In: Rakonczai J, Blanka V, Ladányi Zs (szerk.): Tovább egy zöldebb úton: a Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport részvétele a ZENFE programban (2013-2015). Szeged: Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtani Tanszékcsoport.
- Mihály B, Botta-Dukát Z (2004): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Budapest: TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó.
- Miklós E (2011): A Kárpát-medencére várható klímaváltozás a XXI. század során ENSEMBLES szimulációk alapján. Diplomamunka. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar.
- Miller AJ (1990): Subset Selection in Regression. London, Egyesült Királyság: Chapman & Hall.

*Mellékletek*

- Mitchell TD, Carter TR, Jones PD, Hulme M, New M (2004): A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901–2000) and 16 scenarios (2001–2100). Tyndall Centre Working Paper 55.
- Mitchell PJ, Monk J, Laurenson L (2016): Sensitivity of fine-scale species distribution models to locational uncertainty in occurrence data across multiple sample sizes. *Methods in Ecology and Evolution* (nyomtatásban még nem jelent meg; DOI: 10.1111/2041-210X.12645).
- Mohácsiné Szabó K (2007): Kaktuszok télállósága Magyarországon. Doktori értekezés. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Kertészettudományi Kar.
- Mohamad NHN, Idilfitri S, Thani SKSO (2013): Biodiversity by Design: The attributes of ornamental plants in urban forest parks. *Procedia - Social and Behavioral Sciences* 105(1): 823–839.
- Molnár Zs, Bartha S, Seregélyes T, Illyés E, Botta-Dukát Z, Tímár G, Horváth F, Révész A, Kun A, Bölöni J (2007): A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 42(3): 225–247.
- Moore PD (2003): Back to the future: biogeographical responses to climate change. *Progress in Physical Geography* 27(1): 122–129.
- Moravec J (1998): Reconstructed natural versus potential natural vegetation in vegetation mapping: a discussion of concepts. *Applied Vegetation Science* 1(2): 173–176.
- Móricz N, Rasztovits E, Gálos B, Berki I, Eredics A, Loibl W (2013): Modelling the Potential Distribution of Three Climate Zonal Tree Species for Present and Future Climate in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 9(1): 85–96.
- Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, Meehl GA, Mitchell JFB, Nakićenović, N, Riahi K, Smith SJ, Stouffer RJ, Thomson AM, Weyant JP, Wilbanks TJ (2010): The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463(7282): 747–756.
- Mouton AM, De Baets M, Goethals PLM (2010): Ecological relevance of performance criteria for species distribution models. *Ecological Modelling* 221(16): 1995–2002.
- Mucina L, Rutherford MC, Powrie LW, van Niekerk A, van der Merwe JH (szerk.) a következő kutatók hozzájárulásával: Rebelo AG, Camp KGT, Lötter MC, Hoare DB, Boucher C, Bredenkamp GJ, Vlok JHJ, Euston-Brown DIW, Jürgens N, Du Preez PJ, Le Roux A, Schmiedel U, Scott-Shaw CR, van Rooyen N, Dobson L, Palmer AR, Geldenhuys CJ, Lloyd JW, van der Merwe B, Bezuidenhout H, Siebert F, Siebert SJ, Goodman PS, Winter PJD, Helme N, Smit JHL, Desmet PG, Pfab M, Mckenzie B, Scholes RJ, Manning JC, van Wyk E, Zambatis N, Lechmere-Oertel RG, Eckhardt HC, Lubbinge J-W, Matthews WS, McDonald DJ, Smit WJ, Bennett RG, Jonas Z, Lombard AT, De Frey W, Robesson R, Oellermann C, Grobler A, Boonzaaier I (2014): *Vegetation Field Atlas of Continental South Africa, Lesotho and Swaziland*. *Strelitzia* 33. Pretoria, Dél-afrikai Köztársaság: South African National Biodiversity Institute.
- Mucina L (2010): Floristic–phytosociological approach, potential natural vegetation, and survival of prejudice. *Lazaroa* 31(1): 173–182.
- Myhre G, Shindell D, Bréon F-M, Collins W, Fuglestedt J, Huang J, Koch D, Lamarque J-F, Lee D, Mendoza B, Nakajima T, Robock A, Stephens G, Takemura T, Zhang H (2013): Anthropogenic

*Mellékletek*

- and Natural Radiative Forcing. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (szerk.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Nagase A, Dunnett N (2010): Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape and Urban Planning* 97(1): 318–327.
- Naimi B (2015): usdm: Uncertainty Analysis for Species Distribution Models. R package version 1.1-15. URL: [CRAN.R-project.org/package=usdm](http://CRAN.R-project.org/package=usdm)
- Naimi B, Araújo MB (2016): sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39(4): 368–375.
- Nakićenović N, Alcamo J, Davis G, de Vries B, Fenhann J, Gaffin S, Gregory K, Grübler A, Jung T.Y, Kram T, La Rovere E.L, Michaelis L, Mori S, Morita T, Pepper W, Pitcher H, Price, L, Raihi K, Roehrl A, Rogner H. H, Sankovski A, Schlesinger M, Shukla P, Smith S, Swart R, van Rooijen S, Victor N, Dadi Z (2000): *IPCC special report on emissions scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge, USA.
- NATÉR (2016): Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer. URL: [map.mfgi.hu/nater](http://map.mfgi.hu/nater) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.18.].
- Neuwirth E (2014): RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. R package version 1.1-2. URL: [CRAN.R-project.org/package=RColorBrewer](http://CRAN.R-project.org/package=RColorBrewer)
- Nix HA (1986): A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In: Longmore R (szerk.): *Atlas of elapid snakes of Australia*. Australian Flora and Fauna Series 7. Canberra, Ausztrália: Australian Government Publishing Service.
- Novenyzetiterkep (2016): Á-NÉR 2011 élőhelyek, térképek és leírások. [novenyzetiterkep.hu/eiu2011](http://novenyzetiterkep.hu/eiu2011) [Utolsó hozzáférés: 2015.04.26.]
- Ogutú JO, Piepho H-P, Schulz-Streeck T (2011): A comparison of random forests, boosting and support vector machines for genomic selection. *BMC Proceedings* 5(Suppl. 3): S11.
- Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHM, Wagner H (2016): vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-4. URL: [CRAN.R-project.org/package=vegan](http://CRAN.R-project.org/package=vegan)
- O'brien RM (2007): A caution regarding rules of thumb for variance inflation factors. *Quality & Quantity* 41(5): 673–690.
- Odeh IOA, McBratney AB, Chittleborough DJ (1995): Further results on prediction of soil properties from terrain attributes: heterotopic cokriging and regression-kriging. *Geoderma* 67(3–4): 215–226.
- Oke TR (1987): *Boundary layer climates*. London, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Methuen.
- Oláh AB (2012): A városi beépítettség és a felszíntípusok hatása a kisugárzási hőmérsékletre. Doktori értekezés. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar.

*Mellékletek*

- Opdam P, Wascher D (2004): Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117(3): 285–297.
- Orlóci L (2005): *Örökzöldek és fenyők*. Budapest: Mezőgazda Kiadó.
- Orlóczi L (szerk.) (2014): *Közterületi sorfák jegyzéke*. URL: [www.gardenkerteszet.hu/ma\\_files/kozterületi\\_sorfak\\_jegyzeke\\_2014\\_09\\_27.pdf](http://www.gardenkerteszet.hu/ma_files/kozterületi_sorfak_jegyzeke_2014_09_27.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.12.11.].
- Osborne PE, Leitão PJ (2009): Effects of species and habitat positional errors on the performance and interpretation of species distribution models. *Diversity and Distributions* 15(4): 671–681.
- Parmesan C (1996): Climate and species' range. *Nature* 382(6594) 765–766.
- Parmesan C, Yohe G (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421(6918): 37–42.
- Pásztor L, Laborczi A, Takács K, Szatmári G, Dobos E, Illés G, Bakacsi Zs, Szabó J (2015): Compilation of novel and renewed, goal oriented digital soil maps using geostatistical and data mining tools. *Hungarian Geographical Bulletin* 64(1): 49–64.
- Pearson RG, Dawson TP (2003) Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12(5): 361–371.
- Pearson RG, Thuiller W, Araújo MB, Martinez-Meyer E, Brotons L, McClean C, Miles L, Segurado P, Dawson TE, Lees DC (2006): Model-based uncertainty in species' range prediction. *Journal of Biogeography* 33(10): 1704–1711.
- Pebesma EJ, Bivand RS (2005): Classes and methods for spatial data in R. *R News* 5(2).
- Pebesma EJ (2004): Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences* 30(7): 683–691.
- Pebesma EJ (2006): The Role of External Variables and GIS Databases in Geostatistical Analysis. *Transactions in GIS* 10(4): 615–632.
- Peñuelas J, Sardans J, Estiarte M, Ogaya R, Carnicer J, Coll M, Barbeta A, Rivas-Ubach A, Llusà J, Garbulsky M, Filella I, Jump AS (2013): Evidence of current impact of climate change on life: a walk from genes to the biosphere. *Global Change Biology* 19(8): 2303–2338.
- Perrin N (1984): *Contribution à l'écologie du genre Cepaea (Gastropoda): approche descriptive et expérimentale de l'habitat et de la niche écologique*. Doktorai értekezés. Lausanne, Svájc: University of Lausanne.
- Petitpierre B, Broennimann O, Kueffer Ch, Daehler C, Guisan A (2016): Selecting predictors to maximize the transferability of species distribution models: lessons from cross-continental plant invasions. *Global Ecology and Biogeography*. In press.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006): Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling* 190(1): 231–259.
- Pieczka I, Bartholy J, Pongrácz R, André K, Kis A, Kelemen FD (2015): Regional climate modeling study for the Carpathian region using RegCM4 experiments. In: Serban G, Croitoru A, Holobaca I, Batinas R, Horváth Cs, Tudose T (szerk.): *Air and Water Components of the Environment*. Kolozsvár, Románia: Presa Universitara Clujeana.



- Pieczka I (2012): A Kárpát-medence térségére vonatkozó éghajlati scenáriók elemzése a PRECIS finom felbontású regionális klímamodell felhasználásával. Doktori értekezés. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék.
- Pielke RA id., Avissar R, Raupach M, Dolman AJ, Zeng X, Denning AS (1998): Interactions between the atmosphere and terrestrial ecosystems: influence on weather and climate. *Global Change Biology* 4(5): 461–475.
- Pongrácz R, Bartholy J, Kis A (2014): Estimation of future precipitation conditions for Hungary with special focus on dry periods. *Időjárás* 118(4): 305–321.
- Prasad AM, Iverson LR, Liaw A (2006): Newer classification and regression tree techniques: bagging and random forests for ecological prediction. *Ecosystems* 9(2): 181–199.
- Prentice IC, Sykes MT, Cramer W (1993): A simulation model for the transient effects of climate change on forest landscapes. *Ecological Modelling* 65(1–2): 51–70.
- Priszter Sz (1998): *Növényneveink. A magyar tudományos növénynevek szótára.* Budapest: Mezőgazda.
- R Core Team (2013): *R: A language and environment for statistical computing.* Bécs, Ausztria: R Foundation for Statistical Computing. [www.R-project.org](http://www.R-project.org).
- R Core Team (2015): *foreign: Read Data Stored by Minitab, S, SAS, SPSS, Stata, Systat, Weka, dBase, ... R package version 0.8-65.* URL: [CRAN.R-project.org/package=foreign](http://CRAN.R-project.org/package=foreign)
- Rakonczai J (2011): Az Alföld tájváltozásai és a klímaváltozás. In: Rakonczai J (szerk.): *Környezeti változások és az Alföld. A Nagyalföldi Alapítvány Kötetei 7.* Békéscsaba: Nagyalföld Alapítvány.
- Rakonczai J (2013): A klímaváltozás következményei a dél-alföldi tájon. A természeti földrajz változó szerepe és lehetőségei. Akadémiai doktori értekezés. Szeged.
- Rakonczai J, Ladányi Zs, Deák JÁ, Fehér Zs (2012): Indicators of climate change in the landscape: investigation of the soil – groundwater – vegetation connection system in the Great Hungarian Plain. In: Rakonczai J, Ladányi Zs (szerk.): *Review of climate change research program at the University of Szeged (2010–2012).* Szeged: Institute of Geography and Geology.
- Ramalho CE, Hobbs RJ (2012): Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 27(3): 179–188.
- Ranjitkar S, Xu J, Shrestha KK, Kindt R (2014): Ensemble forecast of climate suitability for the Trans-Himalayan Nyctaginaceae species. *Ecological Modelling* 282(1): 18–24.
- Rao RB, Fung G, Rosales R (2008): On the Dangers of Cross-Validation. An Experimental Evaluation. In: Apte C, Park H, Wang K, Zaki MJ (szerk.): *Proceedings of the 2008 SIAM International Conference on Data Mining.* [epubs.siam.org/doi/pdf/10.1137/1.9781611972788.54](http://epubs.siam.org/doi/pdf/10.1137/1.9781611972788.54) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.31.].
- Rasztovits E, Móricz N, Berki I, Pötzelsberger E, Mátyás Cs (2012): Evaluating the performance of stochastic distribution models for European beech at low-elevation xeric limits. *Időjárás* 116(3): 173–194.
- Rasztovits E, Berki I, Mátyás Cs, Czímber K, Pötzelsberger E, Móricz N (2014): The incorporation of extreme drought events improves models for beech persistence at its distribution limit. *Annals of Forest Science* 71(2): 201–210.

*Mellékletek*

- Real R, Márquez AL, Olivero J, Estrada A (2010): Species distribution models in climate change scenarios are still not useful for informing policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography* 33(2): 304–314.
- Ridgeway (2016): Package ‘gbm’. URL: [cran.r-project.org/web/packages/gbm/gbm.pdf](http://cran.r-project.org/web/packages/gbm/gbm.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.18.].
- Ridgeway G (2009): Generalized Boosted Models: A guide to the gbm package. [r-forge.r-project.org/scm/viewvc.php/\\*checkout\\*/pkg/inst/doc/gbm.pdf?revision=18&root=gbm&pathrev=22](http://r-forge.r-project.org/scm/viewvc.php/*checkout*/pkg/inst/doc/gbm.pdf?revision=18&root=gbm&pathrev=22) [Utolsó hozzáférés: 2015.01.11.].
- Riley SJ, DeGloria SD, Elliot R (1999): A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity. *Intermountain Journal of Sciences* 5(1–4): 23–27.
- Rivas-Martínez S, Asensi A, Costa M, Fernández-González F, Llorens L, Masalles R, Molero Mesa J, Penas A, Pérez de Paz PL (1994): El Proyecto de cartografía e inventariación de los tipos de hábitats de la Directiva 92/43/CEE en España. In: Gehu J-M (szerk.): *Colloques phytosociologiques XXII - La syntaxonomie et la synsystème européenne, comme base typologique des habitats*. Berlin-Stuttgart, Németország: J. Cramer.
- Robertson MP, Caithness N, Villet MH (2001): A PCA-based modelling technique for predicting environmental suitability for organisms from presence records. *Diversity and Distributions* 7(1–2):15–27.
- Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Ricotta C, Bacaro G, Chiarucci A (2011): Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* 35(2): 211–226.
- Rosenzweig C, Casassa G, Karoly DJ, Imeson A, Liu C, Menzel A, Rawlins S, Root TL, Seguin B, Tryjanowski P (2007): Assessment of observed changes and responses in natural and managed systems. In: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hanson CE (szerk.): *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság: Cambridge University Press.
- Rougier T, Lassalle G, Drouineau H, Dumoulin N, Faure T, Deffuant G, Rochard E, Lambert P (2015): The Combined Use of Correlative and Mechanistic Species Distribution Models Benefits Low Conservation Status Species. *PLoS ONE* 10(10): e0139194.
- Sábitz J, Szépszó G, Zsebeházi G, Szabó P, Illy T, Bartholy J, Pieczka I, Pongrácz R (2015): A klímamodellekből levezethető indikátorok alkalmazási lehetőségei. NATÉR EEA-C11-1 beszámoló. URL: [www.met.hu/downloads.php?fn=/RCMTeR/doc/reports/C11-1\\_indikatorok\\_tanulmany.pdf](http://www.met.hu/downloads.php?fn=/RCMTeR/doc/reports/C11-1_indikatorok_tanulmany.pdf)
- Sarkar D, Andrews F (2013): *latticeExtra: Extra Graphical Utilities Based on Lattice*. R package version 0.6-26. URL: [CRAN.R-project.org/package=latticeExtra](http://CRAN.R-project.org/package=latticeExtra)
- Sarkar D (2008): *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. New York: Springer.
- Schapire R (2003): The boosting approach to machine learning – an overview. In: Denison DD, Hansen M, Holmes C, Kohn R, Mallick B, Tanner M, Yu B (szerk.): *MSRI Workshop on Nonlinear Estimation and Classification*. Berkeley, CA, USA: Mathematical Sciences Research Institute.

*Mellékletek*

- Schieber B, Janík R, Snopková Z (2009): Phenology of four broad-leaved forest trees in a submountain beech forest. *Journal of Forest Science* 55(1):15–22.
- Schmidli J, Frei C, Vidale PL (2006): Downscaling from GCM precipitation: a benchmark for dynamical and statistical downscaling methods. *International Journal of Climatology* 26(5): 679–689.
- Schmidt G, Sütöriné Diószegi M (2012): Klímaváltozás és mediterrán-szubtrópusi növények téltűrése a BCE budai arborétumában. *Kertgazdaság* 44(1): 64–69.
- Schmidt G, Sütöriné Diószegi M (2010a): Testing urban climate with heat-tolerant woody plants in the Buda Arboretum. In: [szerkesztő ismeretlen]: *Proc. Int. Symp. Plants in Urban Areas and Landscape*. Nyitra, Szlovákia: Slovak University of Agriculture in Nitra.
- Schmidt G, Sütöriné Diószegi M (2010b): Urban effects and escaping of exotic woody plants in the Buda Arboretum. In: [szerkesztő ismeretlen]: *Proc. Int. Symp. Plants in Urban Areas and Landscape*. Nyitra, Szlovákia: Slovak University of Agriculture in Nitra.
- Schmidt G, Sütöriné Diószegi M, Honfi P (2015): Új mediterrán növények télállósága a Budai Arborétumban. *Kertgazdaság* 47(2): 43–54.
- Schmidt G, Tóth I (2006): *Kertészeti dendrológia*. Budapest: Mezőgazda Kiadó.
- Schmidt G (szerk.) (2003): *Növények a kertépítészetben*. Budapest: Mezőgazda Kiadó.
- Schmidt G (1980): A díszfák és díszcserjék rendszerezése. In: Nagy B (szerk.): *Díszfák, díszcserjék termesztése és felhasználása*. Kertészeti dendrológia. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó.
- Schwartz MD (szerk.) (2013): *Phenology: An Integrative Environmental Science*. Dordrecht, Hollandia: Springer.
- Senaratne H, Gerharz L, Pebesma E, Schwering A (2012): Usability of Spatio-Temporal Uncertainty Visualisation Methods. In: Gensel J, Josselin D, Vandenbroucke D (szerk.): *Bridging the Geographic Information Sciences*. Berlin és Heidelberg, Németország: Springer-Verlag.
- Settele J, Scholes R, Betts R, Bunn SE, Leadley P, Nepstad D, Overpeck JT, Taboada MA (2014): Terrestrial and inland water systems. In: Field CB, Barros VR, Dokken DJ, Mach KJ, Mastrandrea MD, Bilir TE, Chatterjee M, Ebi KL, Estrada YO, Genova RC, Girma B, Kissel ES, Levy AN, MacCracken S, Mastrandrea PR, White LL (szerk.): *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability Part A: Global and Sectoral Aspects Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Egyesült Királyság és New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Sharma D (2008): Sustainable Drainage System (SuDs) for Stormwater Management: A Technological and Policy Intervention to Combat Diffuse Pollution. In.: [ismeretlen szerkesztő]: *11th International Conference on Urban Drainage*. Edinburgh, Egyesült Királyság: [ismeretlen kiadó]. URL: [web.sbe.hw.ac.uk/staffprofiles/bdgsa/11th\\_International\\_Conference\\_on\\_Urban\\_Drainage\\_CD/ICUD08/pdfs/753.pdf](http://web.sbe.hw.ac.uk/staffprofiles/bdgsa/11th_International_Conference_on_Urban_Drainage_CD/ICUD08/pdfs/753.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.12.05.].
- Shaver GR, Canadell J, Chapin III FS, Gurevitch J, Harte J, Henry G, Ineson P, Jonasson S, Melillo J, Pitelka L, Rustad L (2000): Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis. *BioScience* 50(10): 871–882.

*Mellékletek*

- Shaw R, Colley M, Connell R (2007): Climate change adaptation by design: a guide for sustainable communities. London, Egyesült Királyság: TCPA.
- Sing T, Sander O, Beerenwinkel N, Lengauer T (2005): ROCr: visualizing classifier performance in R. *Bioinformatics*, 21(20): 3940–3941.
- Sluiter R (2008): Interpolation methods for climate data. Literature review. De Bilt, Hollandia: KNMI, R&D Information and Observation Technology.
- Smith JR (1929): *Tree Crops: A permanent agriculture*. New York, NY, USA: Harcourt, Brace and Company.
- Soberón JM, Llorente JB, Onate L (2000): The use of specimen-label databases for conservation purposes: an example using Mexican Papilionid and Pierid butterflies. *Biodiversity & Conservation* 9(10): 1441–1466.
- Solymosi N, Torma Cs, Kern A, Maróti-Agóts A, Barcza Z, Könyves L, Berke O, Reiczigel J (2010): Changing climate in Hungary and trends in the annual number of heat stress days. *International Journal of Biometeorology* 54(4): 423–431.
- Somodi I, Czúcz B, Pearman P, Zimmermann NE (2009): Magyarország potenciális vegetációtérképének modellezése. In: Török K, Kiss KT, Kertész M (szerk.): *Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből*. Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet.
- Somodi I, Czúcz B, Pearman P, Zimmermann NE (2010): Magyarország potenciális vegetációmodellje – eszköz a természetes növényzet lehetséges változásának felmérésére tájhasználatváltozás esetén. In: Szilassi P, Henits L (szerk.): *Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században: tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai*. Szeged: SZTE TTK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék.
- Somodi I, Molnár Zs, Ewald J (2012): Towards a more transparent use of the potential natural vegetation concept – an answer to Chiarucci et al.. *Journal of Vegetation Science* 23(3): 590–595.
- Somodi I, Bede-Fazekas Á, Lepesi N, Czúcz B (2016): *Természetes ökoszisztémák éghajlati sérülékenységének elemzése. Kutatási jelentés*. Budapest: Magyar Földtani és Geofizikai Intézet.
- Somodi I, Molnár Zs, Czúcz B, Bede-Fazekas Á, Bölöni J, Pásztor L, Laborczi A, Zimmermann NE (benyújtott kézirat): Implementation and application of Multiple Potential Natural Vegetation models – a case study of Hungary. *Journal of Vegetation Science*
- Spatial-Analyst (2009): Regression-kriging guide. [spatial-analyst.net/wiki/index.php?title=Regression-kriging\\_guide](http://spatial-analyst.net/wiki/index.php?title=Regression-kriging_guide) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.27.].
- Spiridonov V, Déqué M, Somot S (2005): ALADIN-CLIMATE: from the origins to present date. *ALADIN Newsletter* 29(1): 89–92.
- SRTM (2015): *SRTM Mission Summary*. [lta.cr.usgs.gov/srtm/mission\\_summary](http://lta.cr.usgs.gov/srtm/mission_summary) [Utolsó hozzáférés: 2016.04.22.].
- Stankowski PA, Parker WH (2010): Species distribution modelling: Does one size fit all? A phytogeographic analysis of *Salix* in Ontario. *Ecological Modelling* 221(1): 1655–1664.
- Sterling DL (2003): *A comparison of spatial interpolation techniques for determining shoaling rates of the Atlantic Ocean Channel*. Diplomamunka. Blacksburg, VA, USA: Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University.

- Stohlgren TJ, Jarnevich CS, Esaias WE, Morissette JT (2011): Bounding species distribution models. *Current Zoology* 57(5): 642–647.
- Stokland JN, Halvorsen R, Støa B (2011): Species distribution modelling—Effect of design and sample size of pseudo-absence observations. *Ecological Modelling* 222(11): 1800–1809.
- Stoklosa J, Daly Ch, Foster SD, Ashcroft MB, Warton DI (2015): A climate of uncertainty: accounting for error in climate variables for species distribution models. *Methods in Ecology and Evolution* 6(4): 412–423.
- Strobl C, Boulesteix A-L, Zeileis A, Hothorn T (2007): Bias in random forest variable importance measures: Illustrations, sources and a solution. *BMC Bioinformatics* 8(1): 1–21.
- Suttie JM, Reynolds SG, Batello C (2005): Grasslands of the world. Róma, Olaszország: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Suzuki N, Olson DH, Reilly EC (2008): Developing landscape habitat models for rare amphibians with small geographic ranges: a case study of Siskiyou Mountains salamanders in the western USA. *Biodiversity Conservation* 17(9): 2197–2218.
- Svenning J-C, Skov F (2004): Limited filling of the potential range in European tree species. *Ecology Letters* 7(7): 565–573.
- Swanson AK, Dobrowski SZ, Finley AO, Thorne JH, Schwartz MK (2013): Spatial regression methods capture prediction uncertainty in species distribution model projections through time. *Global Ecology and Biogeography* 22(2): 242–251.
- Swearingen J, Slattery B, Reshetiloff K, Zwicker S (2010): Plant Invaders of Mid-Atlantic Natural Areas. Washington, DC, USA: National Park Service és U.S. Fish and Wildlife Service.
- Swets JA (1988): Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240(4857): 1285–1293.
- Synes NW, Osborne PE (2011): Choice of predictor variables as a source of uncertainty in continental-scale species distribution modelling under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 20(6): 904–914.
- Szabó B, Vincze E, Czúcz B (2016): Flowering phenological changes in relation to climate change in Hungary. *International Journal of Biometeorology* 60(9): 1347–1356.
- Szabó K, Bede-Fazekas Á (2012): A forgalomban lévő fásszárú dísznövénytaxonok szárazságtűrésének értékelése a klímaváltozás tükrében. *Kertgazdaság* 44(4): 62–73.
- Szabó L (2009): A zöldtetőépítés hazai kilátásainak vizsgálata Budapest példáján. Szakdolgozat. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar.
- Szabó P (2008): A Kárpát-medence térségében 2071–2100-ra várható regionális klímaváltozás elemzése a PRUDENCE-eredmények felhasználásával. Diplomamunka. Diplomamunka. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar.
- Szalai S, Auer I, Hiebl J, Milkovich J, Radim T, Stepanek P, Zahradnicek P, Bihari Z, Lakatos M, Szentimrey T, Limanowka D, Kilar P, Cheval S, Deak Gy, Mihic D, Antolovic I, Mihajlovic V, Nejedlik P, Stastny P, Mikulova K, Nabyvanets I, Skyryk O, Krakovskaya S, Vogt J, Antofie T, Spinoni J (2013): Climate of the Greater Carpathian Region. Final Technical Report. [www.carpatclim-eu.org](http://www.carpatclim-eu.org).

*Mellékletek*

- Szaller V, Szabó V, Sütöriné Diószegi M, Magyar L, Hrotkó K (2014): Urban alley trees in Budapest. In: Racek M (szerk.): *Plants in Urban Areas and Landscape*. Nyitra, Szlovákia: Slovak University of Agriculture in Nitra.
- Szatmári G, Laborczi A, Illés G, Pásztor L (2013): A talajok szervesanyag-készletének nagyléptékű térképezése regresszió krigeléssel Zala megye példáján. *Agrokémia és Talajtan* 62(2): 219–234.
- Szatmári J, van Leeuwen B (szerk.) (2013): *Inland excess water*. Szeged és Novi Sad, Szerbia: Szegedi Tudományegyetem TTIK Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Univerzitet u Novom Sadu, Prirodno-matematički fakultet, Univerzitet u Novom Sadu, Fakultet tehničkih nauka.
- Szelepcsényi Z (2012): A Kárpát-medence várható éghajlata ENSEMBLES szimulációk korrigált adatsorai alapján Thornthwaite szerint. Diplomamunka. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar.
- Szentimrey T, Bihari Z, Lakatos M (2014): Mathematical questions of spatial interpolation of climate variables. In: Lakatos M, Szentimrey T, Marton A (szerk.): *Eight Seminar for Homogenization and Quality Control in Climatological Databases and Third Conference on Spatial Interpolation Techniques in Climatology and Meteorology: World Climate Data and Monitoring Program, WCDMP-No. 84*. Geneva, Svájc: World Meteorological Organization.
- Szilassi P (2012): A klímaváltozás várható hatásainak figyelembevétele a területi tervezésben a dél-alföldi régió példáján. Diplomamunka. Budapest: Budapesti Corvinus Egyetem, Tájépítészeti Kar.
- Szilassi P, Blanka V, Ladányi Zs, Popović L, Popov S (2014): A klímaváltozáshoz alkalmazkodó optimális területhasználat kialakításának lehetőségei. In: Blanka V, Ladányi Zs (szerk.): *Aszály és vízgazdálkodás a Dél-Alföldön és a Vajdaságban*. Szeged: Szegedi Tudományegyetem Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék.
- Szkordilisz F, Kiss M, Égerházi LA, Kassai-Szoó D, Gulyás Á (2016): Facilitating climate adaptive urban design – developing a system of planning criteria in Hungary. In: Habert G, Schlueter A (szerk.): *Expanding Boundaries. Systems Thinking in the Built Environment*. Zürich, Svájc: vdf Hochschulverlag.
- Tabios GQ III, Salas JD (1985): A comparative analysis of techniques for spatial interpolation of precipitation. *Water Resour Bull* 21(3): 365–380.
- Termansen M, McClean CJ, Preston CD (2006): The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distributions. *Ecological Modelling* 192(3–4): 410–424.
- Teutschbein C, Seibert J (2012): Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods. *Journal of Hydrology* 456–457: 12–29.
- Teutschbein C, Seibert J (2013): Is bias correction of regional climate model (RCM) simulations possible for non-stationary conditions? *Hydrology and Earth System Sciences* 17(12): 5061–5077.
- Thomas CD, Cameron A, Green RE, Bakkenes M, Beaumont LJ, Collingham YC, Erasmus BFN, Ferreira de Siqueira M, Grainger A, Hannah L, Hughes L, Huntley B, Van Jaarsveld AS, Midgley GF, Miles L, Ortega-Huerta MA, Peterson AT, Phillips OL, Williams SE (2004): Extinction risk from climate change. *Nature* 427(6970): 145–148.

- Thuiller W (2004): Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology* 10(12): 2020–2027.
- Thuiller W (2014): Editorial commentary on “Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change”. *Global Change Biology* 20(12): 3593–3594,
- Thuiller W, Georges D, Engler R, Breiner F (2016). *biomod2: Ensemble Platform for Species Distribution Modeling*. R package version 3.3-7. URL: [CRAN.R-project.org/package=biomod2](http://CRAN.R-project.org/package=biomod2)
- Thuiller W, Lavorel S, Araújo MB, Sykes MT, Prentice IC (2005): Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 102(23) 8245–8250.
- Tian H, Lu Ch, Ciais P, Michalak AM, Canadell JG, Saikawa E, Huntzinger DN, Gurney KR, Sitch S, Zhang B, Yang J, Bousquet Ph, Bruhwiler L, Chen G, Dlugokencky E, Friedlingstein P, Melillo J, Pan S, Poulter B, Prinn R, Saunio M, Schwalm ChR, Wofsy SC (2016): The terrestrial biosphere as a net source of greenhouse gases to the atmosphere. *Nature* 531(7593): 225–228.
- Torma Cs, Bartholy J, Pongrácz R, Barcza Z, Coppola E, Giorgi F (2008): Adaptation of the RegCM3 climate model for the Carpathian Basin, *Időjárás* 112(3–4): 233–247.
- Torma Cs, Coppola E, Giorgi F, Bartholy J, Pongrácz R (2011): Validation of a high-resolution version of the regional climate model RegCM3 over the Carpathian Basin. *J. Hydrometeor* 12: 84–100.
- Torma Cs (2011): Átlagos és szélsőséges hőmérsékleti és csapadék viszonyok modellezése a Kárpát-medencére a XXI. századra a RegCM regionális klímamodell alkalmazásával. Doktori értekezés. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék.
- Tóth I (2012): *Lomblevelű díszfák, díszcserjék kézikönyve*. Dunaharaszti: Tarkavirág.
- Tukey JW (1953): *The problem of multiple comparisons*. Kézirat. Princeton, NX, USA: Princeton University.
- Tüxen R (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie (Stolzenau)* 13: 4–42.
- Tveito OE, Wegehenkel M, Van der Wel F, Dobesch H (2006): *The Use of Geographic Information Systems in Climatology and Meteorology – Final Report COST Action 719*. [w3.cost.eu/fileadmin/domain\\_files/METEO/Action\\_719/final\\_report/final\\_report-719.pdf](http://w3.cost.eu/fileadmin/domain_files/METEO/Action_719/final_report/final_report-719.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.24.].
- Unger J (2011): Városklíma – hősziget – alföldi városok. In: Rakonczai J (szerk.): *Környezeti változások és az Alföld*. A Nagyalföld Alapítvány Kötetei. 7. Békéscsaba: Nagyalföld Alapítvány.
- Urbanek S (2013): *Rserve: Binary R server*. R package version 1.7-3. URL: [CRAN.R-project.org/package=Rserve](http://CRAN.R-project.org/package=Rserve)
- Urbanek S (2015): *RScient: Client for Rserve*. R package version 0.7-3. URL: [CRAN.R-project.org/package=RScient](http://CRAN.R-project.org/package=RScient)
- USDM (2016): *Uncertainty Analysis for Species Distribution Models*. URL: [cran.r-project.org/web/packages/usdm/usdm.pdf](http://cran.r-project.org/web/packages/usdm/usdm.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.02.]
- USGS (2004), Shuttle Radar Topography Mission, 3 Arc Second scene SRTM\_u03\_n045e016-SRTM\_ff03\_n048e022, Unfilled Unfinished 2.0, Global Land Cover Facility, University of Maryland, College Park, Maryland, February 2000.

*Mellékletek*

- Vajnai L (2012): A kínai körte magyarországi térhódításának növényvédelmi következményei (2.). Szép Kertek 14(5): 12–13.
- Vallecillo S, Brotons L, Thuiller W (2009): Dangers of predicting bird species distributions in response to land-cover changes. *Ecological Applications* 19(2): 538–549.
- van Breugel P, Kindt R, Lillesø J-PB, Bingham M, Demissew S, Dudley C, Friis I, Gachathi F, Kalema J, Mbago F, Moshi HN, Mulumba J, Namaganda M, Ndangalasi HJ, Ruffo CK, Védaste M, Jamnadass R and Graudal L (2015a): Potential Natural Vegetation Map of Eastern Africa (Burundi, Ethiopia, Kenya, Malawi, Rwanda, Tanzania, Uganda and Zambia). Version 2.0. Forest & Landscape Denmark and World Agroforestry Centre (ICRAF). URL: [vegetationmap4africa.org](http://vegetationmap4africa.org) [Utolsó hozzáférés: 2016.12.05.].
- van Breugel P, Kindt R, Lillesø J-PB, Graudal L (2015b): An alternative simplified version of the vecea potential natural vegetation map for eastern Africa. URL: [figshare.com/articles/An\\_alternative\\_simplified\\_version\\_of\\_the\\_VECEA\\_potential\\_natural\\_vegetation\\_map\\_for\\_eastern\\_Africa/1306936/1](http://figshare.com/articles/An_alternative_simplified_version_of_the_VECEA_potential_natural_vegetation_map_for_eastern_Africa/1306936/1) [Utolsó hozzáférés: 2016.12.05.].
- Van Leeuwen B (2012): Artificial neural networks and geographic information systems for inland excess water classification. Doktori értekezés. Szeged: Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar.
- Van Mechelen C, Van Meerbeek K, Dutoit T, Hermy M (2015): Functional diversity as a framework for novel ecosystem design: The example of extensive green roofs. *Landscape and Urban Planning* 136(1): 165–173.
- van Oldenborgh GJ, Collins M, Arblaster J, Christensen JH, Marotzke J, Power SB, Rummukainen M, Zhou T (2013): Annex I: Atlas of Global and Regional Climate Projections Supplementary Material RCP8.5. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (szerk.): *Climate Change 2013: The Physical Science Basis Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. URL: [www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5\\_AnnexI\\_FINAL.pdf](http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_AnnexI_FINAL.pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.11.]
- VanDerWal J, Shoo LP, Graham C, Williams SE (2009): Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modeling: How far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* 220(4): 589–594.
- Várallyay Gy, Szűcs L, Zilahy P, Rajkai K, Murányi A (1985): Soil factors determining the agro-ecological potential of Hungary. *Agrokémia és Talajtan* 34(Suppl.): 90–94.
- Varga Z, Varga-Haszonits Z, Enzsölne Gerencsér E, Zs L, Milics G (2012): A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) fejlődésének bioklimatológiai elemzése. *Acta Agronomica Ovariensis* 54(1): 35–52.
- Venables WN, Ripley BD (2002): *Modern Applied Statistics with S*. New York, NY, USA: Springer.
- Vermeulen N (2005): Fák és cserjék enciklopédiája. Budapest: Ventus Libro Kiadó.
- Vida VI (2009): Éghajlati extrém indexek várható tendenciája a Kárpát-medence térségére regionális klímaszcenáriók felhasználásával. Diplomamunka. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar.



- Villero D, Pla M, Camps D, Ruiz-Olmo J, Brotons L (in press): Integrating species distribution modelling into decision-making to inform conservation actions. *Biodiversity and Conservation*.
- Voskamp IM, Van de Ven FHM (2015): Planning support system for climate adaptation: Composing effective sets of blue-green measures to reduce urban vulnerability to extreme weather events. *Building and Environment* 83(1): 159–167.
- Walker A (2015): openxlsx: Read, Write and Edit XLSX Files. R package version 3.0.0. URL: [CRAN.R-project.org/package=openxlsx](http://CRAN.R-project.org/package=openxlsx)
- Walker PA, Cocks KD (1991): HABITAT: a procedure for modelling a disjoint environmental envelope for a plant or animal species. *Global Ecology and Biogeography Letters* 1(4): 108–118.
- Walkovszky A (1998): Changes in phenology of the locust tree (*Robinia pseudoacacia* L.) in Hungary. *International Journal of Biometeorology* 41(4):155–160.
- Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin J-M, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416(6879): 389–395.
- Walther G-R, Roques A, Hulme PE, Sykes MT, Pyšek P, Kühn I, Zobel M, Bacher S, Botta-Dukát Z, Bugmann H, Czúcz B, Dauber J, Hickler T, Jarošík V, Kenis M, Klotz S, Minchin D, Moora M, Nentwig W, Ott J, Panov VE, Reineking B, Robinet Ch, Semchenko V, Solarz W, Thuiller W, Vilà M, Vohland K, Settele J (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution* 24(12): 686–693.
- Warnes GR, Bolker B, Gorjanc G, Grothendieck G, Korosec A, Lumley T, MacQueen D, Magnusson A, Roger J és mások (2015): gdata: Various R Programming Tools for Data Manipulation. R package version 2.17.0. URL: [CRAN.R-project.org/package=gdata](http://CRAN.R-project.org/package=gdata)
- Warrens MJ (2008): Similarity Coefficients for Binary Data. *Properties of Coefficients, Coefficient Matrices, Multi-way Metrics and Multivariate Coefficients*. Doktori értekezés. Leiden, Hollandia: Universiteit Leiden.
- Weart SR és az American Institute of Physics (2009): General Circulation Models of Climate. [www.aip.org/history/climate/GCM.htm](http://www.aip.org/history/climate/GCM.htm) [Utolsó hozzáférés: 2009.12.08.].
- Werbos PJ (1974a): Beyond Regression: New Tools for Prediction and Analysis in the Behavioral Sciences. Doktori értekezés. Boston, MA, USA: Applied Mathematics, Harvard University.
- Werbos PJ (1974b): The Roots of Backpropagation: From Ordered Derivatives to Neural Networks and Political Forecasting. New York, NY, USA: John Wiley & Sons.
- Westhoff V, van der Maarel E (1973): The Braun-Blanquet approach. In: Whittaker RH (szerk.): *Ordination and classification of communities*. Handbook of Vegetation Science. Hága, Hollandia: Junk.
- White RH, Toumi R (2013): The limitations of bias correcting regional climate model inputs. *Geophysical Research Letters* 40(12): 2907–2912.
- White RH, Toumi R (2013): The limitations of bias correcting regional climate model inputs. *Geophysical Research Letters* 40(12): 2907–2912.
- Wickham H (2009): ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. New York: Springer-Verlag.
- Wilby RL, Dessai S (2010): Robust adaptation to climate change. *Weather* 65(7): 180–185.

*Mellékletek*

- Williams NSG (2007): Environmental, landscape and social predictors of native grassland loss in western Victoria, Australia. *Biological Conservation* 137(2): 308–318.
- Wilson MFJ, O’Connell B, Brown C, Guinan JC, Grehan AJ (2007): Multiscale Terrain Analysis of Multibeam Bathymetry Data for Habitat Mapping on the Continental Slope. *Marine Geodesy* 30(1–2): 3–35.
- Wisn MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan A, NCEAS Predicting Species Distributions Working Group (2008): Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14(5): 763–773.
- Wolch JR, Byrne J, Newell JP (2014): Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities ‘just green enough’. *Land-scape and Urban Planning* 125(1): 234–244.
- Wu T, Li Y (2013): Spatial interpolation of temperature in the United States using residual kriging. *Applied Geography* 44(1): 112–120.
- Zerbe S (1998): Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. *Applied Vegetation Science* 1(2): 165–172.
- Zhang B, Srihari SN (2016): Properties of Binary Vector Dissimilarity Measures. URL: [citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.89.2189&rep=rep1&type=pdf](http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.89.2189&rep=rep1&type=pdf) [Utolsó hozzáférés: 2016.05.02.].
- Zólyomi B (1967): Rekonstruált növénytakaró. In: Radó S (szerk.): Magyarország nemzeti atlasza. Budapest: Kartográfiai Vállalat.
- Zólyomi B (1989): Természetes növénytakaró. Térkép. In: Pécsi M (szerk.): Magyarország nemzeti atlasza. Budapest: Kartográfiai Vállalat.
- Zurell D, Elith J, Schröder B (2012): Predicting to new environments: tools for visualizing model behaviour and impacts on mapped distributions. *Diversity and Distributions* 18(6): 628–634.
- Zsebeházi G (2011): Magyarország éghajlatának jellemzése az ENSEMBLES projektbeli és a hazai regionális modelleredmények együttes vizsgálatával. Szakdolgozat. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, Földrajz- és Földtudományi Intézet.

## 9.2. Személyes közlések

- Bede-Fazekas Róbert (2016) – Nemzetközi Dendrológiai Dokumentációs Alapítvány – élőhely-dísznövény mátrix
- Bartholy Judit (2016) – Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék – hibakorrekciós módszerek alkalmazása, bizonytalanságok kaszkádja
- Bihari Zita (2016) – Országos Meteorológiai Szolgálat, Éghajlati és Levegőkörnyezeti Főosztály, Éghajlati Osztály – CarpatClim-Hu-adatbázis előállítás
- Czúcz Bálint (2014) – Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Funkcionális Ökológiai Osztály – hibakorrekciós módszerek alkalmazása

*Mellékletek*

- Dobor Laura (2014) – Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék – hibakorrekciós módszerek alkalmazása
- Dobor Laura (2016) – Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Meteorológiai Tanszék – bioklimatikus változók számítása
- Fernández-Casal, Rubén (2015) – Departamento de Matemáticas, Facultad de Informática, Universidade da Coruña (Matematikai Tanszék, Informatikai Kar, A Coruña-i Egyetem, Spanyolország) – regressziós krigeles kifejezésének használata
- Gálos Borbála (2016) – Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Környezet- és Földtudományi Intézet – finom felbontású klímamodellek értelmezése, bioklimatikus változók számítása
- Gergely Attila (2016) – Szent István Egyetem, Tájépítészeti és Településtervezési Kar, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék – élőhely-dísznövény mátrix
- Gerzson László (2016) – Szent István Egyetem, Tájépítészeti és Településtervezési Kar, Kert- és Szabadtértervezési Tanszék – élőhely-dísznövény mátrix
- Harris, Paul (2015) – Rothamsted Research (Rothamsted Kutatóintézet, Egyesült Királyság) – regressziós krigeles kifejezésének használata
- Hengl, Tomislav (2015) – International Soil Reference and Information Centre, Wageningen University (Nemzetközi Talajinformációs Központ, Wageningen Egyetem, Hollandia) – regressziós krigeles kifejezésének használata
- Hlásny, Tomáš (2014) – Národné lesnícke centrum, LVÚ Zvolen, Štruktúra, dynamika a funkcie lesných ekosystémov (Nemzeti Erdészeti Központ, Erdei Ökoszisztémák Ökológiája és Sokszínűségek Osztály, Szlovákia) – leskálázási módszerek és szoftverek
- Höhn Mária (2015) – Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar, Növénytan Tanszék és Soroksári Botanikus Kert – élőhely-dísznövény mátrix
- Kósa Géza (2016) – Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Botanikus Kerti Osztály – élőhely-dísznövény mátrix, telepíthetőségterület-térképek
- Kovács Attila (2015) – Magyar Földtani és Geofizikai Intézet, Vízföldtani Főosztály – modellezett talajvíztükörszint
- Kun András (2015) – Öko-völgy Alapítvány – élőhely-dísznövény mátrix
- Lakatos Mónika (2016) – Országos Meteorológiai Szolgálat, Éghajlati és Levegőkörnyezeti Főosztály, Éghajlati Osztály – éghajlati ablakok hossza
- Lepesi Nikolett (2016) – Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék – MÉTA-adatok javítása
- Lobo, Jorge M (2013) – Museo Nacional de Ciencias Naturales, Departamento de Biogeografía y Cambio Global (Nemzeti Természettudományi Múzeum, Biogeográfia és Globális Változások Osztálya, Spanyolország) – éghajlatáról modellezés
- Nádasy László (2016) – Szent István Egyetem, Tájépítészeti és Településtervezési Kar, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék – élőhely-dísznövény mátrix
- Pásztor László (2015) – Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet – talajkémhatás kategóriái

*Mellékletek*

- Pásztor László (2016) – Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani és Agrokémiai Intézet – DOSoReMI.hu-adatbázis jellemzői
- Pebesma, Edzer (2015) – Institut für Geoinformatik, Westfälischen Wilhelms-Universität Münster (Münsteri Egyetem, Geoinformatikai Intézet, Németország) – regressziós krigelés szinguláris félvariogrammal, regressziós krigelés kifejezésének használata
- Somodi Imelda (2016) – Magyar Tudományos Akadémia, Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, Funkcionális Ökológiai Osztály – MÉTA-adatok javítása
- Szabó Krisztina (2015) – Szent István Egyetem, Tájépítészeti és Településtervezési Kar, Kert- és Szabadtértervezési Tanszék – élőhely-dísznövény mátrix
- Szalóki Annamária (2015) – Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék – regressziós krigelés röghatással
- Szatmári Gábor (2015) – Magyar Tudományos Akadémia, Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani és Agrokémiai Intézet – regressziós krigelés röghatással
- Szentimrey Tamás (2015) – Országos Meteorológiai Szolgálat, Éghajlati Elemző Osztály – regressziós krigelés és idősoros interpoláció, regressziós krigelés röghatással, CarpatClim-Hu előállításához használt domborzat
- Szépszó Gabriella (2016) – Országos Meteorológiai Szolgálat, Éghajlati és Levegőkörnyezeti Főosztály, Éghajlati Osztály – hibakorrekciós módszerek alkalmazása, bizonytalanságok kaszkádja
- Szőcs Teodóra (2015) – Magyar Földtani és Geofizikai Intézet, Vízföldtani Főosztály – modellezett talajvíztükörszint
- Tóth Imre (2015) – Szent István Egyetem, Kertészettudományi Kar, Dísznövénytermesztési és Dendrológiai Tanszék – élőhely-dísznövény mátrix
- Zimmermann, Niklaus E (2008) – Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (Erdészeti, Hó- és Tájkutatói Szövetségi Intézet, Svájc) – terepmodell javítása

### **9.3. A kezdeti és tanító prediktorhalmaz**

*8. táblázat. (9. és 10. betétoldal) A kezdeti prediktorhalmaz 63 elemének rövidítése és leírása. A táblázat tartalmazza továbbá, hogy a tanító prediktorhalmazba bekerült-e az adott háttérváltozó, és ha igen, hány élőhelymodell használta fel. A disszertáció szövegében a prediktorokra rövidítéssel vagy az itt közölt leírásnál tömörebb megnevezéssel utalok.*

Sorszám	Háttérváltozó rövidítése	Háttérváltozó leírása	Része-e a tanító prediktorhalmaznak?	A prediktort felhasználó modellek száma
1	erosen_savanyu	erősen savanyú (pH < 5.6) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (logikai)	igen	0
2	savanyu	savanyú (5.6 < pH < 6.6) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (logikai)	igen	0
3	semleges	semleges (6.6 < pH < 7.6) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (logikai)	igen	0
4	bazikus	lúgos (7.6 < pH < 8.6) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (logikai)	igen	0
5	erosen_bazikus	erősen lúgos (pH > 8.6) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (logikai)	igen	0
6	mean_agyag_0_30	a felső (0-30 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga	nem	-
7	min_agyag_0_30	a felső (0-30 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma	nem	-
8	max_agyag_0_30	a felső (0-30 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma	nem	-
9	mean_homok_0_30	a felső (0-30 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga	nem	-
10	min_homok_0_30	a felső (0-30 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma	nem	-
11	max_homok_0_30	a felső (0-30 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma	igen	22
12	mean_agyag_30_60	az alsó (30-60 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga	nem	-
13	min_agyag_30_60	az alsó (30-60 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma	nem	-
14	max_agyag_30_60	az alsó (30-60 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma	igen	28
15	mean_homok_30_60	az alsó (30-60 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga	nem	-
16	min_homok_30_60	az alsó (30-60 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma	nem	-
17	max_homok_30_60	az alsó (30-60 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma	nem	-
18	mean_szervesanyag	a talaj szervesanyag-tartalmának MÉTA-hatszögön belüli átlaga	igen	30
19	min_szervesanyag	a talaj szervesanyag-tartalmának MÉTA-hatszögön belüli minimuma	nem	-
20	max_szervesanyag	a talaj szervesanyag-tartalmának MÉTA-hatszögön belüli maximuma	nem	-
21	mean_gyokerezesi_melyseg	a gyökerezési mélység MÉTA-hatszögön belüli átlaga	nem	-
22	min_gyokerezesi_melyseg	a gyökerezési mélység MÉTA-hatszögön belüli minimuma	igen	38
23	max_gyokerezesi_melyseg	a gyökerezési mélység MÉTA-hatszögön belüli maximuma	igen	30
24	mean_talajvizmelyseg	a talajvíztükör mélységének MÉTA-hatszögön belüli átlaga	igen	30
25	min_talajvizmelyseg	a talajvíztükör mélységének MÉTA-hatszögön belüli minimuma	nem	-
26	max_talajvizmelyseg	a talajvíztükör mélységének MÉTA-hatszögön belüli maximuma	nem	-
27	d_csatorna	a MÉTA-hatszög középpontjának mesterséges kisebb vízfolyásoktól (csatornáktól) mért (legkisebb) távolsága	igen	31
28	d_folyo	a MÉTA-hatszög középpontjának természetes nagyobb vízfolyásoktól (folyóktól) mért (legkisebb) távolsága	igen	33
29	d_patak	a MÉTA-hatszög középpontjának természetes kisebb vízfolyásoktól (patakoktól) mért (legkisebb) távolsága	igen	11
30	d_to	a MÉTA-hatszög középpontjának állóvizektől (tavaktól) mért (legkisebb) távolsága	igen	11
31	d_kisviz	a MÉTA-hatszög középpontjának kisebb vízfolyásoktól (csatornáktól és patakoktól) mért (legkisebb) távolsága	nem	-
32	d_termviz	a MÉTA-hatszög középpontjának természetes vízfolyásoktól (folyóktól és patakoktól) mért (legkisebb) távolsága	nem	-
33	d_termviz	a MÉTA-hatszög középpontjának természetes vizektől (folyóktól, patakoktól és tavaktól) mért (legkisebb) távolsága	igen	4
34	d_folyoviz	a MÉTA-hatszög középpontjának vízfolyásoktól (folyóktól, patakoktól és csatornáktól) mért (legkisebb) távolsága	nem	-
35	d_viz	a MÉTA-hatszög középpontjának víztestektől (tavaktól, folyóktól, patakoktól és csatornáktól) mért (legkisebb) távolsága	igen	15
36	sd_elev	a tengerszint feletti magasság MÉTA-hatszögön belüli szórása	nem	-
37	sd_tpi	a domborzati helyzet (Topographic Position Index, TPI) MÉTA-hatszögön belüli szórása	igen	38
38	max_tri	a terepegyenetlenség (Terrain Ruggedness Index, TRI) MÉTA-hatszögön belüli maximuma	nem	-
39	max_roughness	a terep durvaságának (roughness) MÉTA-hatszögön belüli maximuma	nem	-
40	mean_tri	a terepegyenetlenség (Terrain Ruggedness Index, TRI) MÉTA-hatszögön belüli átlaga	nem	-
41	mean_roughness	a terep durvaságának (roughness) MÉTA-hatszögön belüli átlaga	nem	-
42	bio1	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt éves átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga	nem	-
43	bio2	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt átlagos napi hőingás harmincéves átlaga	nem	-
44	bio3	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt átlagos napi hőingás és éves hőingás hányadosának (izotermalitás) harmincéves átlaga	igen	35
45	bio4	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt hőmérsékleti szezonális (szórás) harmincéves átlaga	igen	40

## 10. betétoldal

Sorszám	Háttérváltozó rövidítése	Háttérváltozó leírása	Része-e a tanító prediktorhalmaznak?	A prediktort felhasználó modellek száma
46	bio5	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legmelegebb hónap maximum-hőmérsékletének harmincéves átlaga	igen	41
47	bio6	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt leghidegebb hónap minimum-hőmérsékletének harmincéves átlaga	igen	40
48	bio7	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt éves hőingás (a legmelegebb hónap maximum-hőmérséklete és a leghidegebb hónap minimum-hőmérséklete különbségének) harmincéves átlaga	nem	-
49	bio8	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legcsapadékosabb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga	nem	-
50	bio9	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legszárazabb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga	nem	-
51	bio10	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legmelegebb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga	nem	-
52	bio11	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt leghidegebb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga	nem	-
53	bio12	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt éves csapadékösszegének harmincéves átlaga	nem	-
54	bio13	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legcsapadékosabb hónap csapadékösszegének harmincéves átlaga	nem	-
55	bio14	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legszárazabb hónap csapadékösszegének harmincéves átlaga	nem	-
56	bio15	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt csapadékeloszlás szezonálisának (relatív szórásának) harmincéves átlaga	igen	38
57	bio16	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legcsapadékosabb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga	nem	-
58	bio17	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legszárazabb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga	nem	-
59	bio18	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legmelegebb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga	igen	41
60	bio19	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt leghidegebb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga	igen	34
61	P_DJF	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt téli csapadékösszeg harmincéves átlaga	nem	-
62	P_MAM	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt tavaszi csapadékösszeg harmincéves átlaga	nem	-
63	P_JJA	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt nyári csapadékösszeg harmincéves átlaga	nem	-
64	P_SON	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt őszi csapadékösszeg harmincéves átlaga	nem	-
65	T_DJF	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt téli átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga	nem	-
66	T_MAM	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt tavaszi átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga	nem	-
67	T_JJA	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt nyári átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga	nem	-
68	T_SON	a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt őszi átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga	nem	-

## 9.4. Éghajlati adatok előkészítésének részletei

Elkészítettem a jövőbeli klímacélok hibakorrekciójához számított – hőmérséklet esetén additív, csapadék esetén multiplikatív – hibatagok területi alapstatisztikáit (9. táblázat), és térképeit (9.7. melléklet); a hónapokra a következőkben sorszámokkal utalok, a mértékegységeket (°C, mm/mm) pedig elhagyom. A referencia-időszakban megfigyelt és az időszakra modellezett adatok eltérése alapján látható, hogy a csapadék tekintetében a RegCM nyáron (5–8) országos átlagban alulbecsül, az év másik felében (9–4) pedig felülbecsül. A 3. és 10. hónapban az ország egészére pozitív irányban, a 6. hónapban pedig negatív irányban téved. Az Aladin hibája ezzel szemben kevésbé szisztematikus, országos átlagban a 2., 3. és 5–8. hónapokban felül-, a többiben alulbecsül. Az ország egészére pozitív irányban téved a 3. és 5. hónapokban. Mindkét modell nagyobb pontszerű felülbecslési hibákat követ el, mint alulbecsléseket. Előbbire a RegCM érzékenyebb (hat hónap esetén 2,5-nél is nagyobb tévedést rögzítettem), utóbbira az Aladin kényesebb (négy hónap esetén 0,6-nál is erősebben alulbecsül). A legnagyobb országos átlagos pozitív hiba 2,23 (Aladin, 5. hónap), míg a legnagyobb negatív hiba 0,65 (RegCM, 7. hónap). Összességében az Aladin hibája sokkal inkább kedvez a kutatásomban alkalmazott hibakorrekciós módszernek, mint a RegCM – látható módon a modell szerkezetéből adódó – túlon túl következetes hibája. Megállapításaim egybevágóak Sábitz és mtsai. (2015) nyomán az 5.2.1.2. fejezetben megfogalmazott validálási eredményekkel. A RegCM hibájának területi szórása nyáron (5–8) a legkisebb (nyáron téved a legegységesebb módon), az Aladiné inkább ősszel (8–11). A RegCM hibáinak szórása a hibák értékéhez hasonlóan időben szisztematikus. Az Aladin keleten hajlamos felülbecsülni, míg a RegCM északon, északkeleten.

9. táblázat. A kutatásban felhasznált két klímamodel (Aladin, RegCM) referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) hibakorrekciós tényezőinek minimuma, maximuma, átlaga és szórása. A hőmérsékleti változók ( $T_{mean}$  – középhőmérséklet,  $T_{min}$  – minimum-hőmérséklet,  $T_{max}$  – maximum-hőmérséklet) esetén az értékek additívak (mértékegység: °C), csapadék (P) esetén pedig multiplikatívak (mértékegység: mm/mm). Hőmérséklet esetén a 0-nál nagyobb, csapadék esetén az 1-nél nagyobb értékek a modell felülbecslését, míg hőmérséklet esetén a 0-nál kisebb, csapadék esetén a 0 és 1 közötti értékek a modell alulbecslését jelentik.

Változó	Aladin, min	Aladin, max	Aladin, átlag	Aladin, szórás	RegCM, min	RegCM, max	RegCM, átlag	RegCM, szórás
P1	0,49	1,68	0,99	0,17	0,97	3,49	1,73	0,38
P2	0,69	2,07	1,23	0,26	0,87	2,99	1,54	0,30
P3	1,09	2,29	1,73	0,19	1,04	3,29	1,91	0,33
P4	0,54	1,40	0,94	0,12	0,82	2,16	1,53	0,25
P5	1,05	2,86	2,23	0,30	0,62	1,23	0,95	0,13
P6	0,74	2,04	1,66	0,18	0,44	0,90	0,65	0,09
P7	0,71	2,16	1,45	0,20	0,55	1,30	0,89	0,15
P8	0,73	1,58	1,14	0,15	0,61	1,16	0,89	0,10
P9	0,60	1,13	0,84	0,08	0,68	1,59	1,14	0,19
P10	0,69	1,27	0,99	0,11	1,14	2,91	1,84	0,31
P11	0,44	1,04	0,68	0,12	0,83	2,66	1,38	0,30
P12	0,43	1,28	0,77	0,17	0,81	2,52	1,39	0,27

## Mellékletek

Tmean1	-2,91	4,34	0,06	0,80	0,39	5,21	3,15	0,48
Tmean2	-2,57	4,75	0,59	0,83	-0,90	3,80	1,55	0,51
Tmean3	-5,41	1,84	-1,78	0,92	-2,94	2,40	-0,28	0,53
Tmean4	-7,85	-1,18	-3,70	0,93	-3,76	2,40	-1,10	0,58
Tmean5	-3,01	3,28	0,21	0,62	-3,42	3,20	-0,77	0,63
Tmean6	-0,74	5,30	1,83	0,60	-3,23	3,72	-0,42	0,67
Tmean7	-1,80	3,93	1,15	0,65	-3,27	3,25	-0,32	0,70
Tmean8	-2,01	3,98	1,39	0,68	-4,76	1,28	-1,63	0,71
Tmean9	-5,05	2,46	-1,41	0,78	-4,67	0,84	-1,75	0,65
Tmean10	-7,67	0,41	-3,78	0,80	-4,93	0,59	-1,81	0,60
Tmean11	-5,31	2,69	-1,91	0,76	-2,04	2,95	0,68	0,50
Tmean12	-3,49	4,12	-0,17	0,76	-0,52	5,21	2,34	0,52
Tmin1	-4,92	5,41	-0,45	1,06	1,35	8,13	5,52	0,60
Tmin2	-5,34	5,39	-0,24	1,17	0,55	7,28	4,24	0,72
Tmin3	-6,76	3,50	-1,76	1,30	-0,02	6,16	3,48	0,68
Tmin4	-10,42	0,69	-3,89	1,36	-0,87	6,36	3,24	0,74
Tmin5	-6,50	2,32	-1,22	1,02	-0,29	7,24	3,61	0,79
Tmin6	-4,12	3,82	0,17	0,85	-0,12	7,05	3,79	0,80
Tmin7	-4,82	4,75	0,09	0,95	-0,12	7,49	4,23	0,87
Tmin8	-4,55	6,30	0,54	1,02	-1,64	5,89	3,01	0,88
Tmin9	-6,65	4,62	-1,08	1,13	-1,74	5,82	2,81	0,82
Tmin10	-9,45	2,72	-3,18	1,21	-2,80	5,37	2,53	0,81
Tmin11	-6,90	3,58	-2,56	1,03	0,08	6,13	3,48	0,61
Tmin12	-5,78	4,62	-1,13	1,03	1,24	7,76	4,42	0,67
Tmax1	-0,38	3,88	1,81	0,56	-1,31	2,96	0,78	0,48
Tmax2	0,70	6,58	3,68	0,53	-3,48	1,84	-1,15	0,48
Tmax3	-2,21	4,37	0,79	0,62	-6,98	-0,24	-4,06	0,59
Tmax4	-5,10	1,33	-2,39	0,76	-8,04	-0,58	-5,42	0,64
Tmax5	-4,27	4,51	0,22	0,74	-7,98	0,24	-5,11	0,69
Tmax6	-2,85	5,83	1,35	0,80	-7,60	1,09	-4,57	0,75
Tmax7	-2,95	5,00	0,70	0,83	-7,85	0,85	-4,82	0,74
Tmax8	-1,14	6,95	2,74	0,85	-9,41	-1,01	-6,24	0,75
Tmax9	-1,90	5,83	1,54	0,72	-9,36	-1,39	-6,30	0,75
Tmax10	-5,73	2,22	-1,70	0,69	-9,98	-1,79	-6,14	0,78
Tmax11	-3,59	3,53	0,78	0,64	-5,97	1,01	-2,10	0,61
Tmax12	-1,31	4,24	2,00	0,53	-3,03	3,09	0,27	0,51

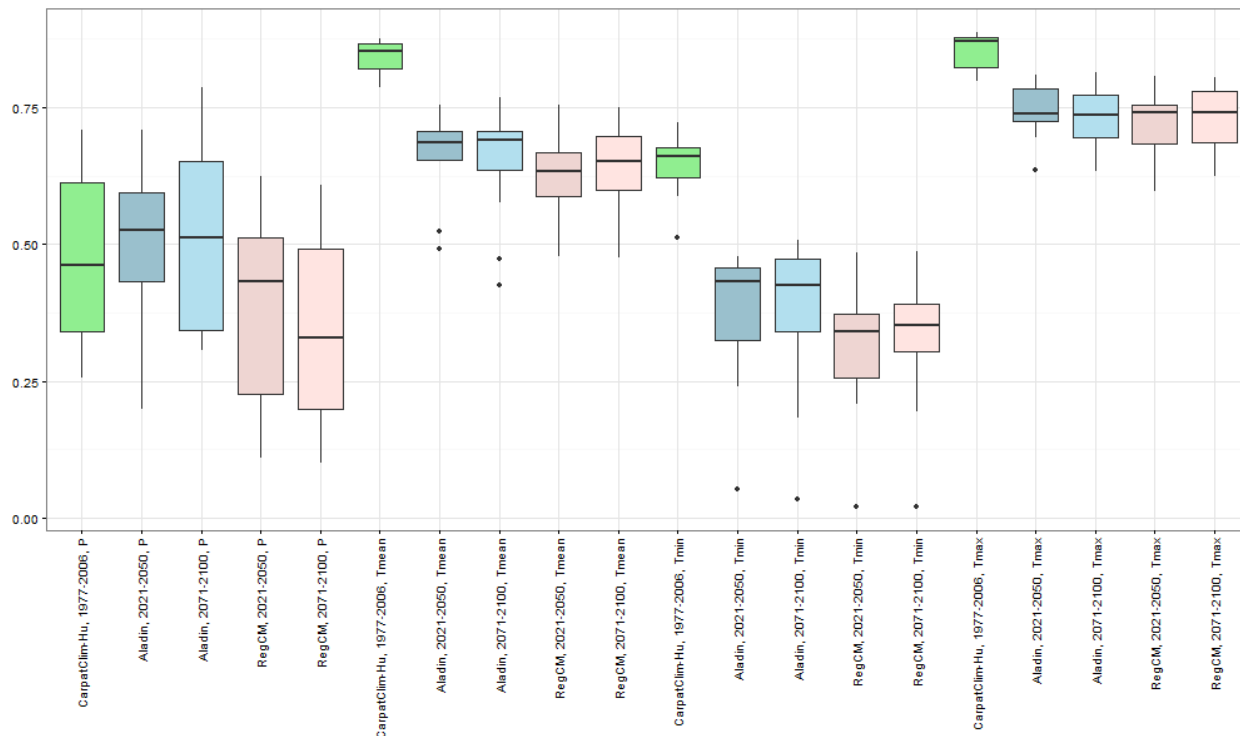
A középhőmérsékletek esetén az Aladin mutatja azt a szisztematikus hibázást, amit csapadék esetén a RegCM-nél figyeltem meg. Hibája periodikus, a 4. hónapra az ország egészére alulbecsül, és a 10. hónapban is országos átlagban negatív irányban téved, míg a periódusok maximumát a 2. és 6. hónapok adják. A RegCM az év nagy részében alulbecsül, télen (11–2) felülbecsül. Országos átlagban felülbecslései jóval nagyobbak (szélsőérték: 3,15), mint alulbecslései (szélsőérték: –1,81), és pontonkénti hibáiban is a felülbecslések a jelentősebbek. Ezzel szemben az Aladinra ennek fordítottja igaz: országos átlagban mérsékelt felülbecsléseivel (szélsőérték: 1,83) szemben alulbecslései kiugróak (szélsőérték: –3,78). A fenti megállapítás a pontonkénti hibákra is igaz. Az elmondottakkal összhangban az Aladin mutatja a legnagyobb alulbecsléseket (pontonként: –7,85, országosan: –3,78), és bár a legkiugróbb felülbecslést szintén az Aladin modell adja (5,30), országos átlagban egyértelműen a RegCM becsül felül jobban. Érdekes módon mindkét modell hibáinak területi szórása nyáron közepesnek mondható, míg télen a RegCM homogénebb, az Aladin pedig heterogénebb. Az Aladin hibáinak szórása határozottan felülmúlja a RegCM-ét, legnagyobb értéke 0,93. Mindkét modell a középhegységekben hajlamos nagyobb alulbecsléseket (és kisebb felülbecsléseket) adni, és heterogénebb módon tévedni.



## Mellékletek

A minimum- és maximumhőmérsékletek hibakorrekciós tényezőinek a fentiekhez hasonlóan alapos bemutatásától eltekintek, és csak a következő összegző megállapításokat teszem:

- a RegCM a minimum-hőmérsékleteket országos átlagban az év egészében jelentősen felülbecsli, pontbeli hibái igen jelentősek;
- az Aladin ezzel szemben inkább alulbecsüli a minimum-hőmérsékleteket, és bár országos átlagban hibái kiegyensúlyozottak, egyes földrajzi pontokban durva,  $-10\text{ °C}$ -ot is meghaladó alulbecslést ad;
- az Aladin minden hónap minimum-hőmérsékletét heterogénebben téveszti el, mint a RegCM;
- a maximum-hőmérsékletek tekintetében az Aladin változatos irányban és kiegyensúlyozott módon hibázik (országos átlag), kiugró felülbecslései nagyobbak, mint kiugró alulbecslései;
- ezzel szemben a RegCM határozottan alulbecsül (maximum-hőmérséklet, országos átlag), kiugró felülbecslései nem jelentősek, kiugró alulbecslései viszont több esetben is közelítik a  $-10\text{ °C}$ -ot;
- mindkét modell maximum-hőmérsékletekre vonatkozó hibájának szórása hasonló periodicitást mutat, a modellek tévedése télen homogénebb;
- mind a minimum-, mind a maximum-hőmérsékleteket szélsőségesebb – és országos átlagban is nagyobb – hibával becslik a modellek, mint a középhőmérsékleteket. Mindez az éghajlati paraméterek jellegéből következik, előzetes várakozásaimnak megfelel;
- a hibatényezők középhőmérsékletnél írt területi jellemzése a minimum- és maximum-hőmérsékletekre is jórészt igaz, bár a közephegységekben megfigyelhető trend gyengébb, míg a heterogenitás kifejezettebb.

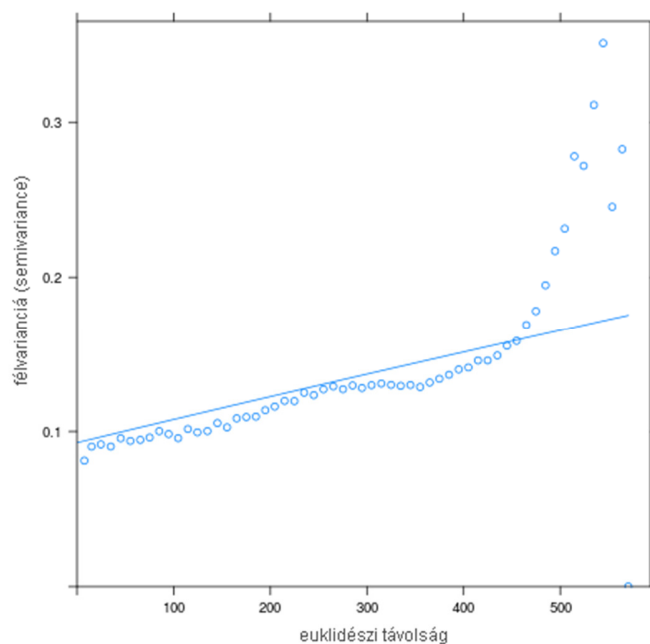


## Mellékletek

23. ábra. A regressziós krigelés során alkalmazott regresszió determinációs együtthatója ( $R^2$ -értéke) klímacélra és éghajlati változó típusra aggregálva. A sodrófadiagramok (boxplotok) egyes elemeinek mintaelemszáma 12 (a 12 hónap).

Szépszó szem. közlésével (2016) egyetértésben megállapítom, hogy a felhasznált klímamodellek olyan nagy hibákkal terheltek, hogy predikcióik hibakorrekció nélkül nem lettek volna alkalmazhatóak a kutatásomban.

A megfigyelt és a hibakorrigált modellezett klimatikus változók regressziós krigeléssel végzett leskálázása a következő eredményeket hozta. Mindegyik regresszió szignifikáns volt  $p = 0,05$  küszöbszinten, a korrigált determinációs együttható ( $R^2$ ) 0,02 és 0,89 között változott (átlag: 0,57). Kiugróan gyenge  $R^2$ -értéket kaptam a 10. hónap minimum-hőmérsékletének regressziójakor mind a négy jövőbeli klímacél esetén (a minimum-hőmérsékletek közül a referencia-időszakban is a 10. hónap adta a leggyengébb determinációs együtthatót, de annak értéke nem volt kiugróan mondható). Látható (23. ábra), hogy a referencia-időszak következetesen jobb – csapadékösszegek esetén pedig hasonlóan jó – együtthatókat eredményezett, mint a jövőbeli klímacélok<sup>222</sup>. A maximum- és középhőmérsékletek jellemzően erős, míg a minimum-hőmérsékletek és a csapadékok gyengébb regressziót adtak. A csapadékok regressziójának  $R^2$ -értékei jóval nagyobb szórást mutatnak, mint a hőmérsékletekéi. Kiugró értékeket csak lefelé, és csak a hőmérsékletek esetén kaptam.

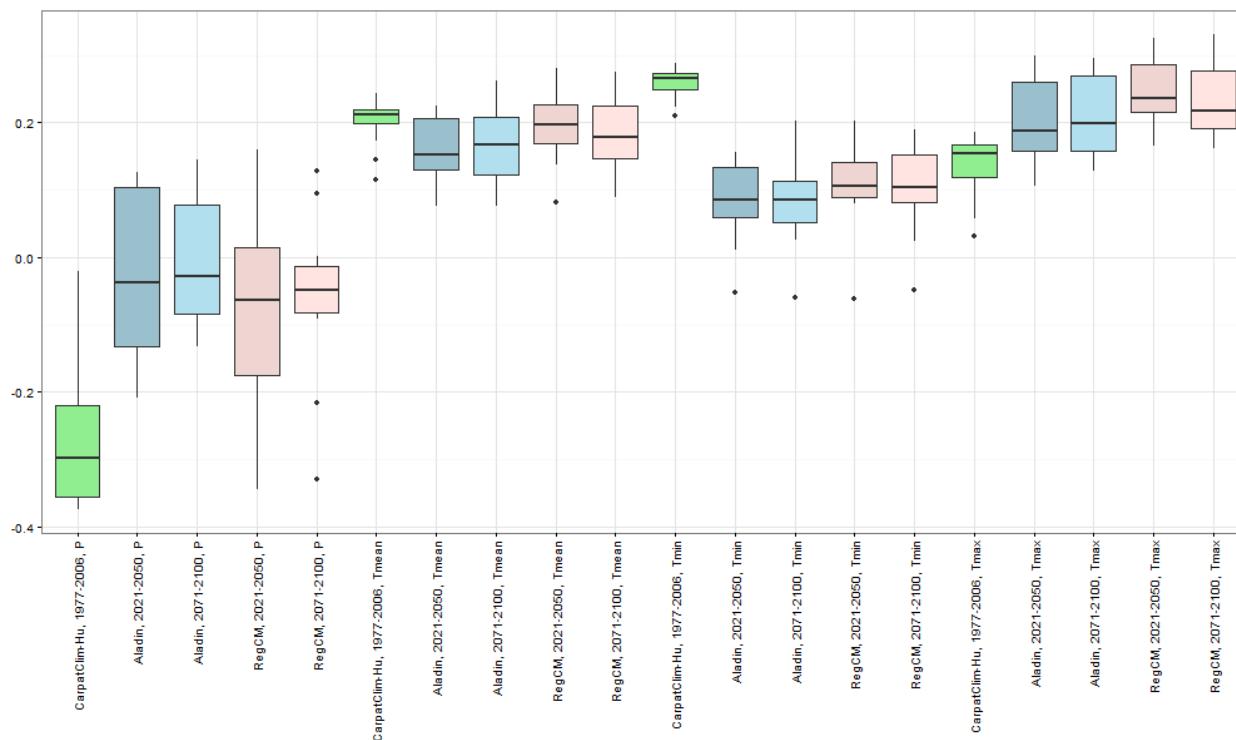


24. ábra. A referencia-időszak (1977–2006) 5. havi maximum-hőmérsékleti felületének illesztett, de szinguláris, exponenciális félvariogram-modellje. Az abszcissza az euklidészi távolságot, az ordináta a félvarianciát ábrázolja.

<sup>222</sup> Ennek okát három tényezőben vélem megtalálni: egyrészt a klímamodellek korlátozottan képesek a környezet és éghajlat kapcsolatát leírni, másrészt a hibakorrekció e kapcsolat erősségét rontja (az értékeket javítja ugyan, de a modellt inkonzisztenssé teszi), harmadrészt pedig a referencia-időszakban megfigyelt éghajlati adatokat nem csak Magyarország területéről vettem (lásd az 5.2.1.2. fejezetben írtakat).

A 240 éghajlati változó közül csupán négy esetben<sup>223</sup> futott szingularitásba a félvariogram-modell tapasztalati félvariogramhoz történő algoritmikus illesztése. Az 5.3.2. fejezetben írtaknak megfelelően ilyen esetekben vizuálisan értékeltem az illesztést, és így mind a négy modellt elfogadtam. Példaként bemutatom az egyik szinguláris modellt (24. ábra).

A leskálzás során dokumentáltam minden éghajlati változó esetén a krigelt éghajlati felület területi átlagát és szórását (25. és 26. ábra)<sup>224</sup>.



25. ábra. A krigelt studentizált éghajlati felületek átlaga klímacélra és éghajlati változótípusra aggregálva. A sodrófadiagramok (boxplotok) egyes elemeinek mintaelemszáma 12 (a 12 hónap).

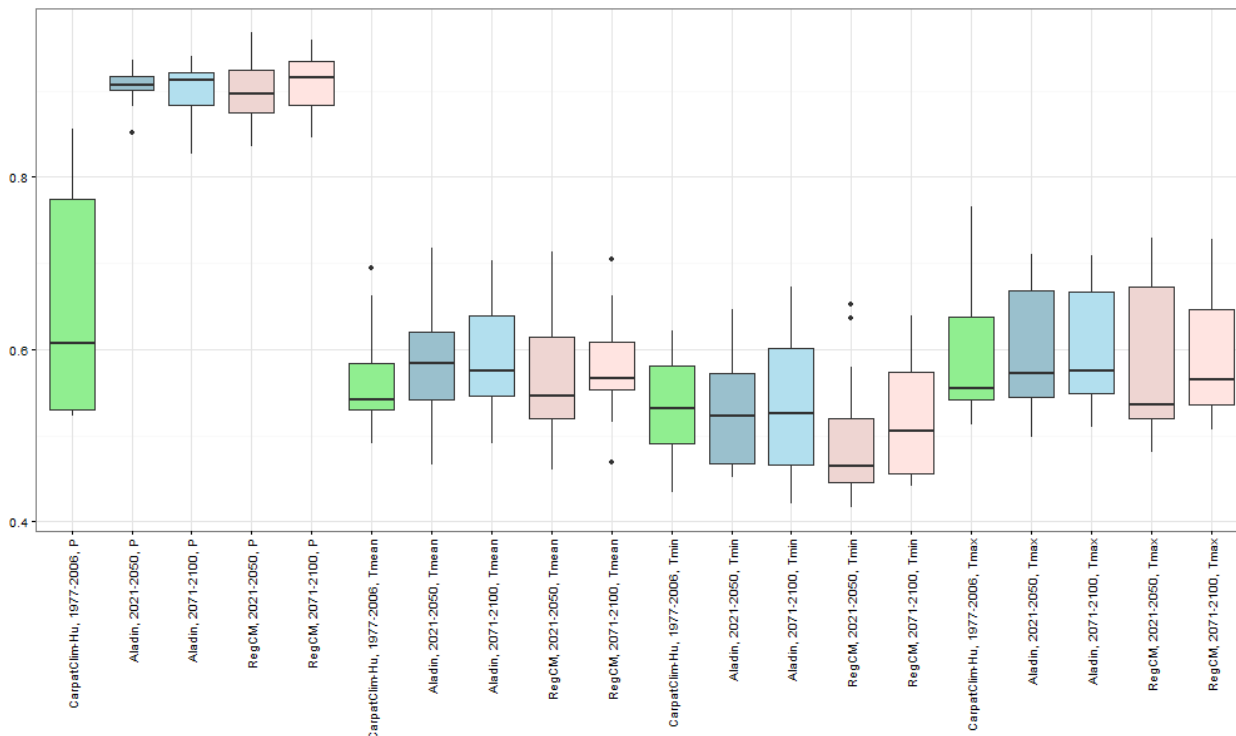
Az átlagok vonatkozásában kiemelendő, hogy a jövőbeli klímacélok csapadékösszegei közelítik legjobban a 0-t – igaz, nagy szórással. A legnagyobb eltérést pedig szintén a csapadékösszegek esetén figyelhetünk meg: a referencia-időszak interpolált csapadékfelületei az eredeti adatsornál kisebb átlagúak. A hőmérsékletek rendre magasabb átlagot hoztak. A területi szórások esetén hasonló összefüggéseket figyelhetünk meg: a hőmérsékletek következetesen távolabb vannak az elvárt 1 értéktől, míg a jövőbeli klímacélok csapadékösszegei jól közelítik azt. A referencia-időszak havi csapadékösszegeinek területi szórása inkább a hőmérsékletekéihez hasonlít, és mind közül ennek a csoportnak a legnagyobb a temporális szórása. Az 1-nél következetesen kisebb szórások jól összecsengenek Szatmári és mtsai. (2013) megállapításával és eredményeivel. Mind az átlagok,

<sup>223</sup> a referencia-időszak 11. havi csapadékösszege, valamint 3., 5. és 6. havi maximum-hőmérséklete

<sup>224</sup> Mivel studentizált adatsort krigeltem, ezért az interpolációval képzett éghajlati felület átlagának 0-hoz, szórásának pedig 1-hez közel kell elhelyezkednie, amennyiben a regressziós háttérváltozók eloszlása az eredeti és az interpolált pontokban hasonló (ez a referencia-időszak esetén nem teljesül, mert az eredeti felület Magyarországon kívüli, az ott megszokottnál magasabb csapadékösszegekkel és alacsonyabb hőmérsékletekkel bíró pontokat is szép számmal tartalmazott). A studentizálás egyben biztosítja, hogy a különböző hónapok egymással összevethetőek legyenek.

### Mellékletek

mind a szórások tekintetében a referencia-időszak különválása a jövőbeli klímacéloktól a fent jelzett eltérő területi lefedettségre vezethető vissza. Megállapítom, hogy az átlagok és szórások a szakmailag elvárt tűréshatáron belül mozognak, a leskálázott felületeket ezért statisztikai szempontból elfogadhatónak ítélem.



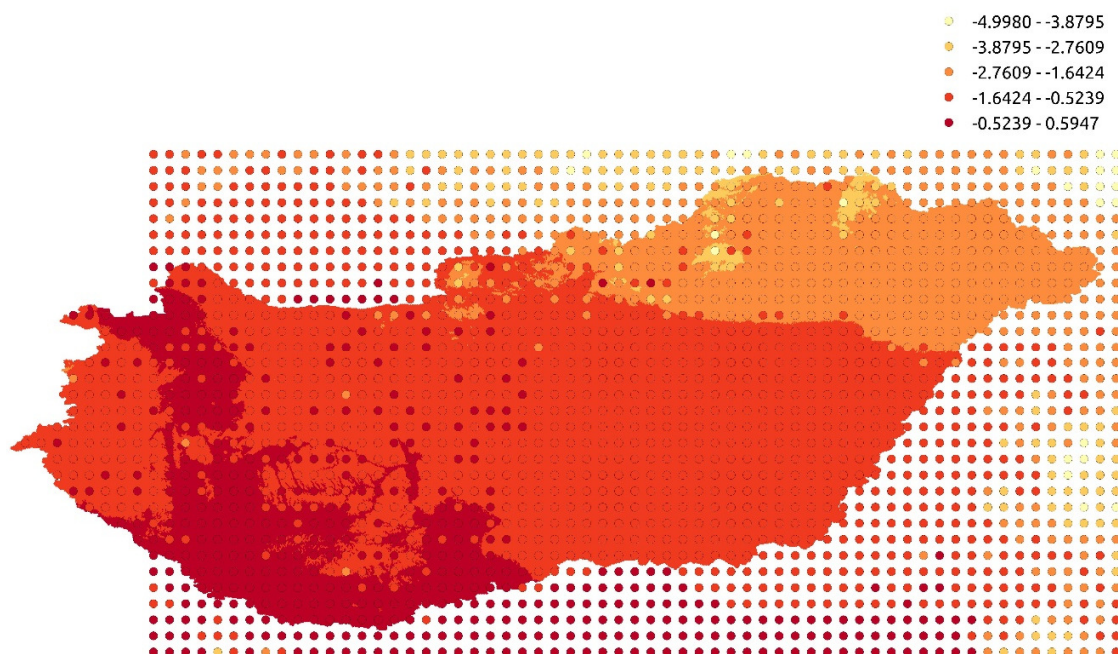
26. ábra. A krigelt studentizált éghajlati felületek szórása klímacélra és éghajlati változótípusra aggregálva. A sodrófadiagramok (boxplotok) egyes elemeinek mintaelemszáma 12 (a 12 hónap).

A fent elmondottakat vizuális ellenőrzéssel erősítettem meg. Az eredeti és a leskálázott (immáron destudentizált) éghajlati felületeket térinformatikai értelemben egymásra illeszttem, és ábrázoltam az illesztett felületeket a különbségeket jól láttató megjelenítéssel (példaként lásd a 27. és 28. ábrákat). Az interpolált felületek jól illeszkednek az eredeti felülethez, és látható módon követik a domborzatot.

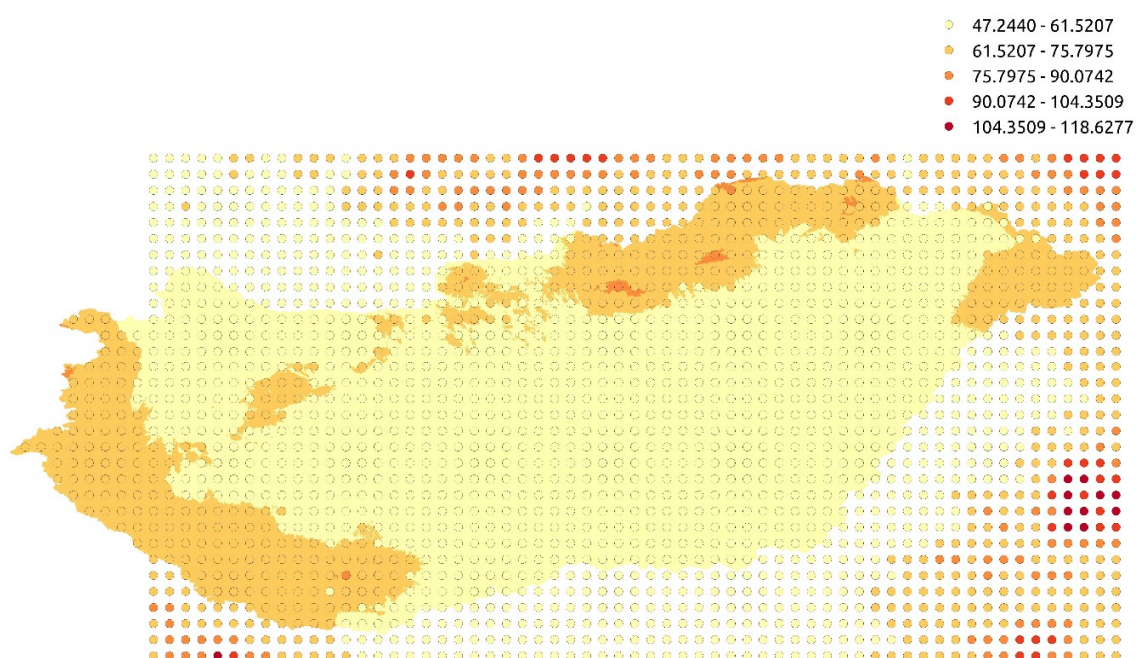
A leskálázott felületek szokásos validálási mérőszámait – mint például az eltérésnégyzet-átlag gyökéeként előálló RMSE-t (Root Mean Square Error) – nem volt lehetőségem kiszámítani, mivel referenciaadat nem állt rendelkezésre, továbbá a krigelés mint egzakt leskálázási módszer a tanító pontokban kötelezően hiba nélkül interpolál<sup>225</sup>. Az ellenőrzés alapján a leskálázást sikeresnek, a leskálázott adatokat pedig felhasználásra érdemesnek tartom.

<sup>225</sup> E lehetőségek híján az interpolált felületeket a korábban bemutatott eszközökkel sikerül validálnom.

## Mellékletek



27. ábra. A referencia-időszak (1977–2006) 1. havi középhőmérsékletének (°C) eredeti (teli körök, előtér) és regressziós krigeléssel interpolált (folytonos, háttér) felülete



28. ábra. A referencia-időszak (1977–2006) 5. havi csapadékösszegének (mm) eredeti (teli körök, előtér) és regressziós krigeléssel interpolált (folytonos, háttér) felülete

## 9.5. Származtatott környezeti változók részletes ismertetése

Az időben állandónak vett – talajadottságokból, vízrajzból és domborzatból – származtatott háttérváltozók területi eloszlását a 9.8. mellékletben mutatom be, míg 9.9. mellékletben az időben változó – éghajlati adatokból – származtatott háttérváltozók térképét teszem közzé. A következőkben röviden ismertetem e változókat<sup>226</sup> és területi eloszlásukat.

A talajkémhatást jellemző logikai változók eloszlása szerint az ország nagy részén semleges vagy attól kis mértékben eltérő (savanyú, bazikus) a talaj. A lúgos kémhatás a Kisalföldre és a Duna-Tisza-közéire jellemző, a savanyú talajok pedig Északkelet- és Délnyugat-Magyarországon gyakoriak. A szélsőséges változók (erosen\_savanyu, erosen\_bazikus) területi kiterjedése kicsi, előbbi az Észak-Magyarországi-középhegységre és Nyugat-, Délnyugat-Magyarországra korlátozódik, míg utóbbinak a Duna-Tisza-közén fordul elő.

A talaj felső 30 cm-ének frakcióaránya kapcsán elmondható, hogy a mean\_agyag\_0\_30, min\_agyag\_0\_30 és max\_agyag\_0\_30 igen hasonló területi eloszlást mutat, skálájuk is közel megegyezik. Az agyagfrakció aránya főként az Alföld középső részén magas, a Duna-Tisza-közén és a Nyírségben pedig igen alacsony. Az ország többi részén változó, de inkább alacsony. Az alföldi eloszlás a homok esetén az agyagénak éppen fordítottja, maximumát a Nyírség és a Duna-Tisza-köze területén, minimumát pedig a Közép-Alföldön veszi fel, az ország többi részén nincsenek jelentős különbségek. A mean\_homok\_0\_30, min\_homok\_0\_30 és max\_homok\_0\_30 változók erős egyezést mutatnak<sup>227</sup>.

A mean\_szervesanyag, min\_szervesanyag és max\_szervesanyag háttérváltozók jórészt megegyeznek. Legkisebb értéküket a Belső-Somogyban, a Duna-Tisza-közén és a Nyírségben veszik fel, a legmagasabb értékekkel jellemzett területek igen kis kiterjedésűek (a Hanság, Hortobágy és Szatmári-síkság közelében). A mean\_gyokerezesi\_melyseg, min\_gyokerezesi\_melyseg és max\_gyokerezesi\_melyseg változók területi eloszlása is hasonlít egymásra, de a min\_gyokerezesi\_melyseg a középhegységekben jóval több alacsony értéket mutat. Magasabb értékek (értsd: mélyebb talajok) Délnyugat-Magyarországon, a Dél-Alföldön és a Nyírségben fordulnak elő. A talajvíztükörre vonatkozó három változó (mean\_talajvizmelyseg, min\_talajvizmelyseg, max\_talajvizmelyseg) jórészt megegyezik. A középhegységekre és Budapest területére nem áll rendelkezésre adat. A talajvíztükör relatív mélysége erős összefüggést mutat a talajfelszín tengerszint feletti magasságával, így az adathiányos területeken nagy valószínűséggel az adatok maximumánál is nagyobb a talajvízmélység. A felszínhez legközelebb az Alföldön, Kisalföldön és Dél-Dunántúlon érhető el a talajvíz.

A víztestektől vett távolságok térképei jellegzetes, koncentrikusan változó foltokat mutatnak. A d\_csatorna értéke az Alföldön és a Kisalföldön döntően alacsony, míg a középhegységeken és a

<sup>226</sup> A prediktorokra rövidítéssel vagy tömör megnevezéssel utalok; pontos, teljes megnevezésüket lásd a 9.3. mellékletben.

<sup>227</sup> A 30–60 cm mélységben megfigyelt frakcióarányok érdemben nem térnek el a 0–30 cm mélységre jellemzőtől, a fent elmondottak e talajrétegre is helytállóak.

*Mellékletek*

Sióközben magasabb. Látható, hogy csatornáktól vett távolság fenntartásokkal interpretálható (pl. a Sió közelében magas értékek), hiszen az eredeti vízrajzi adat szétválasztása folyókra, patakokra és csatornákra az alapadat hiányosságai és következetlenségei miatt nem volt pontos. A *d\_folyo* nagyrészt az egész országban alacsony vagy közepes, kivétel ez alól a Duna–Tisza-köze, a Nyírség és a Körös–Maros-köze. A *d\_patak* még homogénebb módon tölti ki az országot alacsony értékekkel, legmagasabb értéke a Kettős-Körös közelében figyelhető meg. A *d\_to* nagyrészt térben véletlen módon fedi le az országot, kiugróan magas értéke a Hernád völgyében figyelhető meg. A *d\_kisviz* magasabb értékeket a Hanságban és az Alföldön mutat, az ország többi részén egyenletesen alacsony. A *d\_termviz* hasonlóképpen az Alföldön és a Hanságban magasabb, mintázata a *d\_termvizre* hajaz. A *d\_folyoviz* és *d\_viz* háttérváltozók lényegileg megegyeznek, az Alföldön és Észak-Dunántúlon találunk magasabb értékeket<sup>228</sup>. A hat, domborzati változatosságot számszerűsítő származtatott változó – a területi eloszlás tekintetében – jórészt megegyezik, eltérés inkább a skálájukban figyelhető meg. Magasabb értékek a magasabb térszíneken gyakoriak, így elsősorban az Észak-Magyarországi- és Dunántúli- középhegységben, a Külső-Somogyban és a Mecsek környékén. Az Alföldön és Kisalföldön egyöntetűen alacsony értékeket vesznek fel.

Az időben nem állandó háttérváltozók többsége a referencia-időszakhoz képest jelentősen megváltozik a jövőbeli predikciós időszakokra mind értékében, mind esetleg területi eloszlásában (pl. *bio13*, *bio15*) is. Kivétel ez alól a *bio2* és *bio12*. A *T\_DJF* északkelet és a magasabb térszinek irányába csökken, és a jövőben fokozatos és jelentős emelkedésére számíthatunk. A *T\_MAM* értéke délkelet felé emelkedik; a modellek teljes egyetértésében a változó fokozatos és jelentős növekedését jósolják. A *T\_JJA*-ra is helytállóak az előbb elmondottak annyi kitételrel, hogy a RegCM a közelebbi predikciós időszakokra még nemigen jelez változást. A *T\_SON* értéke dél-délkelet és az alacsonyabban fekvő területek felé nő; a jövőben fokozatos emelkedésére számíthatunk. A *P\_DJF* legmagasabb értéke mind az öt klímacél szerint a Délnyugat-Dunántúlon, a Dunántúli-középhegységben és északkeleten található, a referencia-időszakban előbb csökkenést, majd a távolabbi predikciós időszakban kis mértékű növekedést várunk. A *P\_MAM* magasabb értékeket a középhegységekben és délnyugaton vesz fel, jelentősebb változásra (csökkenésre) csak a RegCM szerint számíthatunk. A *P\_JJA* főként nyugaton és északkeleten magas, csökkenését csak a távolabbi predikciós időszakokra jelzik a modellek. A *P\_SON* értéke délnyugat felé nő; a jövőben kis mértékben emelkedhet, bár a modellek nem teljesen értenek egyet.

A *bio1* (éves középhőmérséklet) és *bio10* (legmelegebb negyedév középhőmérséklete) minden klímacél esetén a középhegységekben a legalacsonyabb, a jövőben fokozatos emelkedését várjuk. Az Aladin kissé magasabb értékeket ad a RegCM-nél. A *bio2* (napi hőingás) értéke az ország nagy részén lényegileg megegyezik az öt klímacélra, a középhegységekben kismértékű emelkedésére számíthatunk. Dél felé a bioklimatikus változó értéke nő. A *bio3* (izotermalitás) változó északon, északkeleten a legkisebb a referencia-időszakban, és a jövőben inkább csökkenését várjuk – bár a RegCM szerint a referencia-időszakban tapasztaltaknál magasabb értékek is megjelenhetnek a középhegységekben. A *bio4* (hőmérséklet szezonálisitása) nyugatról keletre, illetve hegységről

<sup>228</sup> A víztestektől vett távolságok számításának gyengesége, hogy Magyarország határain kívül eső, elégséges minőségű vízrajz nem állt a rendelkezésemre, ezért az országhatár közelében a valóságosnál magasabb értékek adódhatnak. A vizuális adatellenőrzés során azonban ezt az elméletben előállható hibát csak elhanyagolható mértékben tapasztaltam.

*Mellékletek*

síkságra térve nő: ebben az öt klímacél megegyezik. A referencia-időszakhoz képest fokozatos emelkedését várjuk, ettől csak a RegCM 2021–2050 közötti előrejelzése tér el. A bio5 (maximum-hőmérséklet) erősen domborzathoz kötött területi eloszlást mutat, legalacsonyabb értékét a hegységekben figyelhetjük meg. A jövőben fokozatos – és az Aladin szerint jelentős – emelkedését láthatjuk. A bio6 (minimum-hőmérséklet) Kelet-Dunántúlon veszi fel a legmagasabb értéket minden klímacél esetén, a Nyugat-Magyarországi-peremvidék és Kelet-Magyarország irányába nő. Az éghajlatváltozás e bioklimatikus változó fokozatos emelkedését hozhatja magával. A bio7 (éves hőingás) kissé a bio5 változóra hasonlít. Értéke északnyugati irányban és a tengerszint feletti magasság növekedésével együtt csökken. A jövőben fokozatos emelkedésére számíthatunk – ebben csak a 2021–2050 közötti RegCM-beclés bizonytalan.

A bio8 (legcsapadékosabb negyedév középhőmérséklete) igen ellentmondásos változó. Domborzathoz kötődik, legalacsonyabb értékeit a hegységekben veszi fel. A közelebbi predikciós időszakokra még nagy változást nem várunk, a távolabbi időszakokra viszont a két modell teljesen eltérő trendet jósol (Aladin: növekedés, RegCM: csökkenés). A bio9 (legszárazabb negyedév középhőmérséklete) a bio3-hoz és a bio6-hoz hasonló, északkelet és a magasabb térszínnek felé csökken az értéke. Következetes emelkedését jelzik a modellek a jövőben. A bio11 (leghidegebb negyedév középhőmérséklete) minden klímacélra hasonló eloszlású: a hegységekben és északkeleti irányban alacsonyabb. A jövőben fokozatos emelkedését figyelhetjük meg, a távolabbi predikciós időszakokra a két modell közül a RegCM jósol jelentősebb változást.

A bio12 (éves csapadékösszeg) a referencia-időszakban az Alföldön a legalacsonyabb, a hegységekben és Délnyugat-Magyarországon magasabb. E bioklimatikus változó egyértelmű trendet nem mutat, a jövőben magasabb és alacsonyabb értékek is megjelennek, bár inkább a csökkenést jellemző. A bio13 (csapadékmaximum) az ország délkelet–északnyugati tengelyében veszi fel a legalacsonyabb értékeket (és attól távolodva emelkedik) az Aladin szerinti 2071–2100-as időszak kivételével. Utóbbi klímacél kelet–nyugat irányú növekedést jelez. A változó időbeli trendje nem lineáris, legalacsonyabb értékeit a referencia-időszakban és a távolabbi predikciós időszakban figyelhetjük meg, legmagasabb értékeit pedig 2021–2050 között. A bio14 (csapadékminimum) a referencia-időszakban délnyugaton, északkeleten és a hegységekben veszi fel a legmagasabb értékeit, és ez a területi eloszlás időben jórészt állandónak tekinthető. Az előzőhöz hasonlóan a bio14 sem mutat következetes növekedést vagy csökkenést. A legmagasabb értékeket a távolabbi, a legalacsonyabb értékeket pedig a közelebbi predikciós időszakban mutatja, a referencia-időszak e kettő között helyezkedik el. A bio15 (csapadék szezonális eloszlása) igencsak izgalmas változó: a referencia-időszakban megfigyelt eloszlást (legmagasabb értékek Észak-Magyarországon és a Nyugat-Magyarországi-peremvidéken) a négy klímacélból csak három tartja meg (az eltérő eloszlást az Aladin 2071–2100-ra mutatja), a távolabbi predikciós időszakban a két modell erősen eltér, és időbeli trend sem figyelhető meg. Legnagyobb értékeket 2021–2050-re, legalacsonyabbakat pedig 2071–2100-ra várunk, mindkettőt a RegCM modellre támaszkodva.

A bio16 (legcsapadékosabb negyedév csapadékösszege) – a bio13-hoz némiképp hasonlóan – az ország délkelet–északnyugati tengelyében veszi fel az alacsonyabb, kelet és északnyugat irányában pedig a magasabb értékeket. Ebből a szempontból az öt klímacél megegyezik, időben pedig fokozatos csökkenéssel számolhatunk. A bio17 (legszárazabb negyedév csapadékösszege) és bio19



## Mellékletek

(leghidegebb negyedév csapadékösszege) változók a bio14-hez hasonlítanak. A referencia-időszakban a két változó értéke a Dél-Dunántúlon, a Dunántúli-középhegységben és az ország keleti sarkában a legmagasabb, és ez a mintázat a jövőben is várhatóan megmarad. A közelebbi predikciós időszakra a bioklimatikus változó csökkenését, majd a távolabbi idősakra (a referenciához képesti) enyhe növekedését vagy stagnálását várjuk. A bio18 (legmelegebb negyedév csapadékösszege) a klímacélok között nem nagy eltérést mutat a térbeli eloszlásában: nyugaton és északkeleten a legnagyobb az értéke. A jövőben fokozatos csökkenését jósolja mindkét modell.

*10. táblázat. A bioklimatikus változók számításához használt nevezetes időszakok (hónapok, negyedévek) az öt klímacél szerint és az érintett bioklimatikus változók sorszáma. Az időszakokat az ország teljes területére egységesen állapítottam meg. A negyedévek nem évszakok, hanem egymást követő három hónapok, melyek átnyúlhatnak a december–január határon. Hónapok esetén annak sorszámát, negyedév esetén a kezdő hónap sorszámát jelöltem (1 – január, 12 – december). A referencia-időszakhoz képesti változásokat kiemeltem.*

nevezetes időszak	legcsapadékosabb negyedév	legszárazabb negyedév	legmelegebb negyedév	leghidegebb negyedév	legcsapadékosabb hónap	legszárazabb hónap	legmelegebb hónap	leghidegebb hónap
érintett bioklimatikus változók	8, 16	9, 17	10, 18	11, 19	13	14	3, 5, 7	3, 6, 7
CarpatClim-Hu, 1977-2006	6	1	6	12	6	2	7	1
Aladin, 2021-2050	5	1	6	12	6	1	8	1
RegCM, 2021-2050	5	1	6	12	6	3	7	1
Aladin, 2071-2100	4	1	6	12	11	1	8	1
RegCM, 2071-2100	5	1	6	12	6	3	7	1

A bioklimatikus változók területi eloszlásában mutatkozó változásokat, illetve a modellek által jósolt eltérő mértékű vagy irányú trendeket több esetben jól magyarázza az, ha a változó számításakor meghatározott nevezetes időszak (hónap vagy negyedév) a referencia-időszakhoz képest megváltozott vagy a két modell közt eltér, és így az adott bioklimatikus változó jelentése is kissé módosul/különbözik (10. táblázat). A legjelentősebb változás a legcsapadékosabb hónap esetén tapasztalható, mely az érintett bio13 változón jól visszaköszön. Kiseb változásokat találunk a legszárazabb és legmelegebb hónap, valamint a legcsapadékosabb negyedév vonatkozásában. Látható, hogy az éves csapadékeloszlást jobban átalakítja az éghajlatváltozás. Az Aladin modell több változást jósol a nevezetes időszakokban, mint a RegCM, és kis mértékben konzervatívabbnak tekinthetjük a közelebbi predikciós időszakot a távolabbinál.

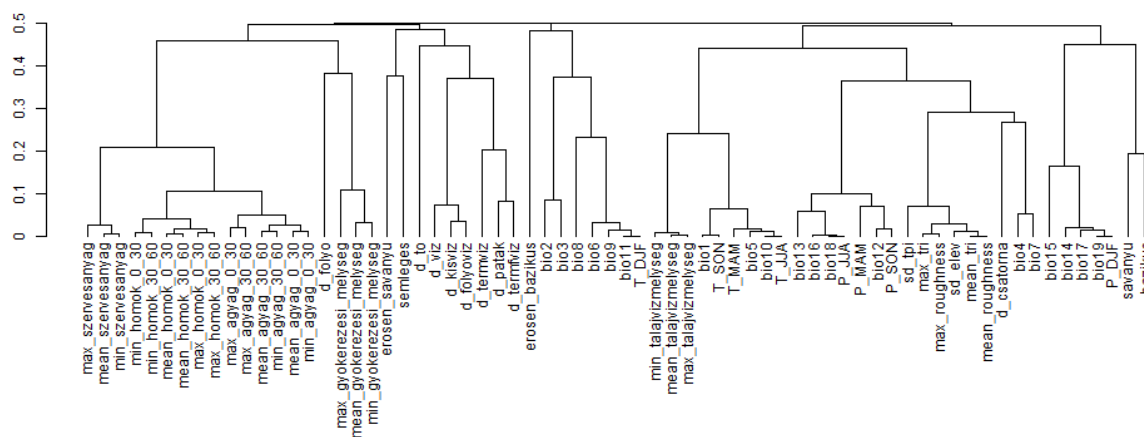
Összességében elmondható, hogy a származtatott változók területi eloszlása megegyezik az előzetes várakozásokkal, vizuális kiértékelésük alapján további felhasználásra alkalmasnak ítélem őket.

## 9.6. Élőhelymodellezés előkészítésének részletei

A következőkben ismertetem a kezdeti prediktorhalmaz korrelációs elemzésének eredményeit, a vizsgálatba vont prediktorösszeállításokat és a végső prediktorhalmazt. A korrelációs struktúrákat a referencia-időszakon túl a további négy klímacélra is kiszámítottam, ezek bemutatásától ehelyütt eltekintek, mert – mind a kezdeti, mind a végleges prediktorhalmaz esetén – a struktúra a klímacélok között a legfőbb jellemzőkben megegyezik.

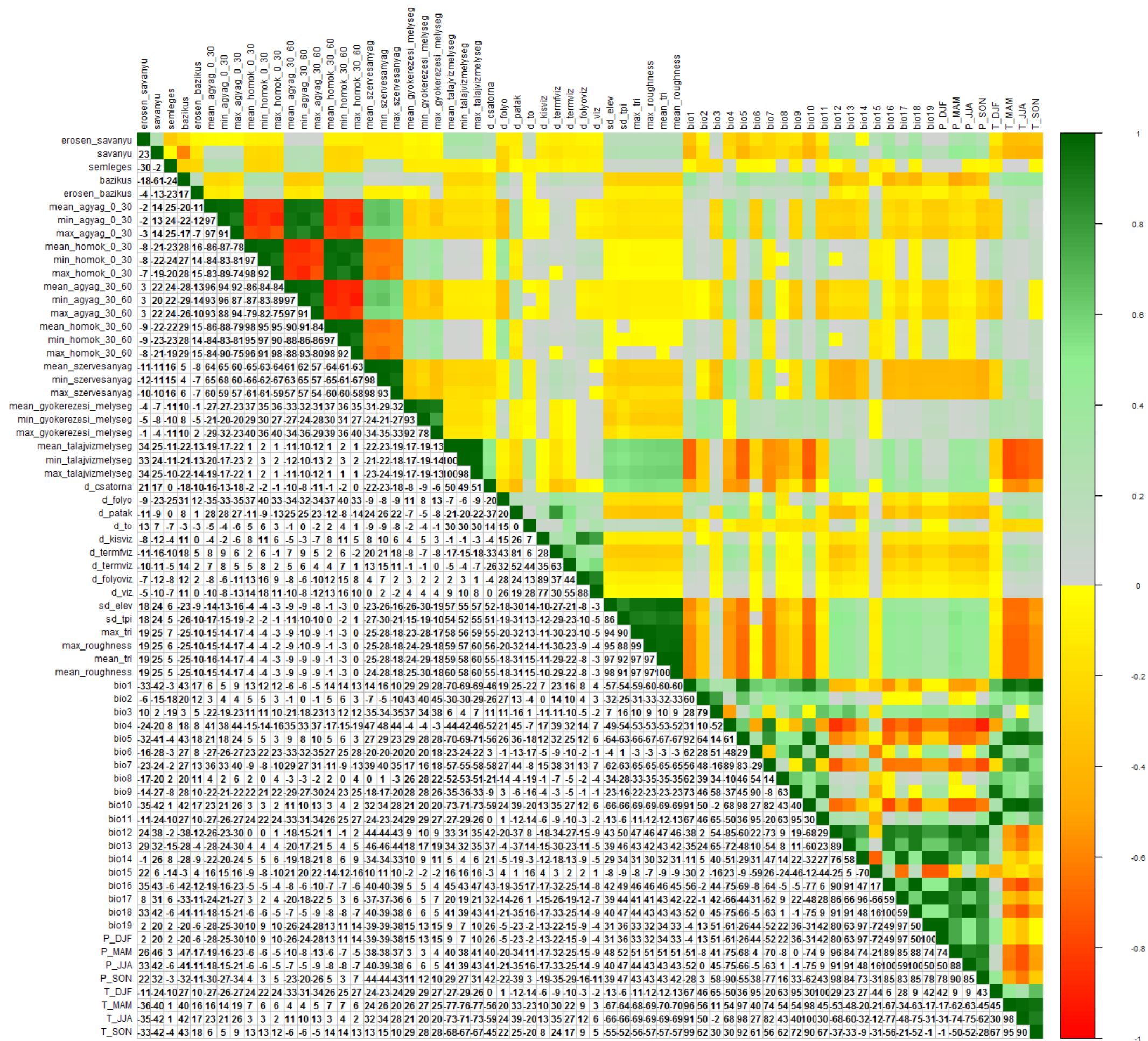
*29. ábra. (11. betétoldal) A kezdeti prediktorhalmaz korrelációs struktúrája a referencia-időszakban, a természetközeli MÉTA-haszögeket figyelembe véve. A pozitív korreláció szürkétől sötétzöldig, a negatív korreláció nagysága citromtól pirosig nő. A számértékek százalékban értendők.*

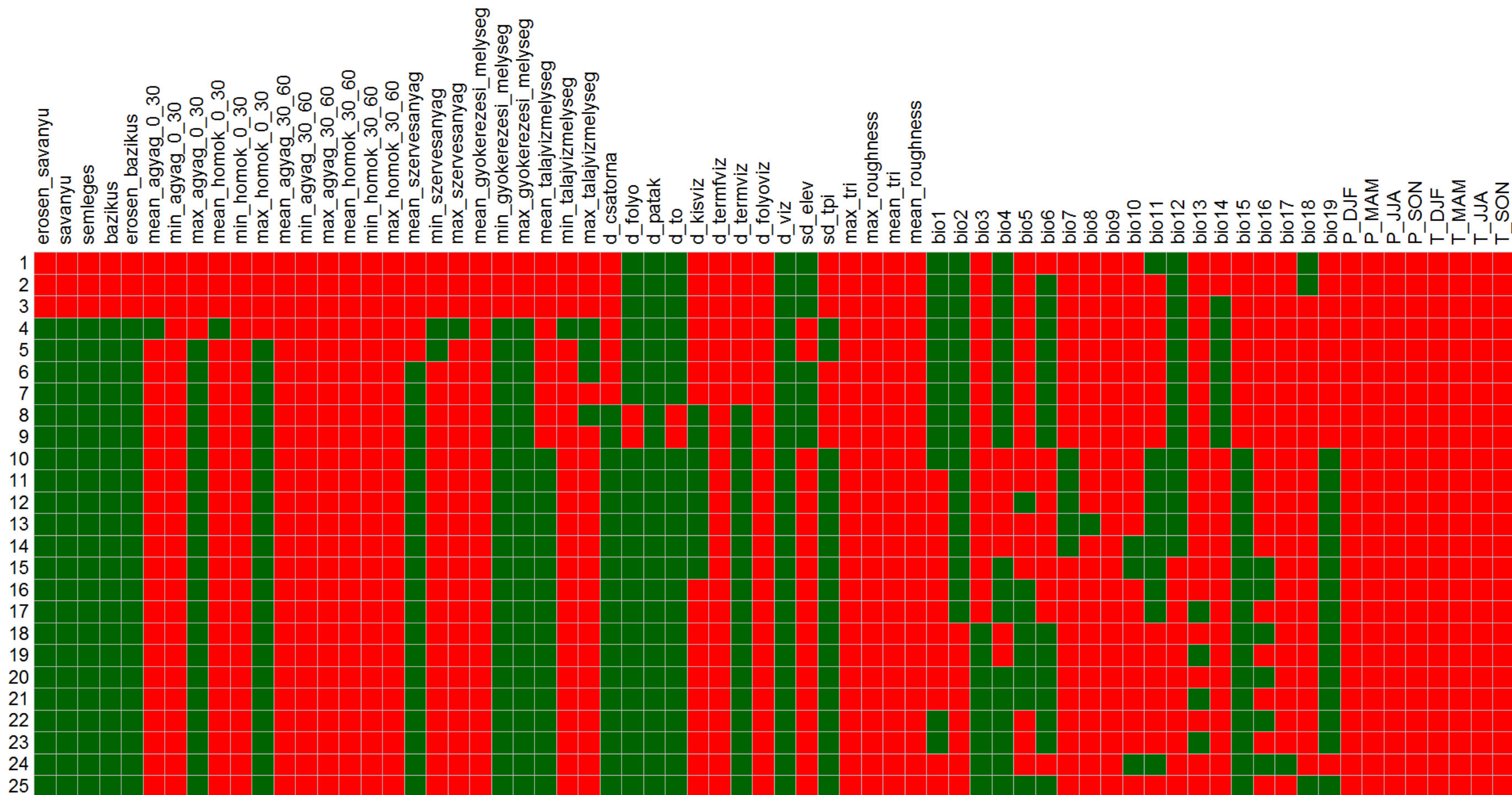
A kezdeti prediktorhalmaz korrelációs struktúrája (29. ábra) jó egyezést mutat a 9.5. mellékletben megállapítottakkal és a 9.8. és 9.9. mellékletben bemutatott térképeken megfigyelhető egyezésekkel. Láthatóan erősen multikollineáris csoportokat alkotnak az egyes talajadottságokból származtatott változók, a domborzati változatosságot jellemző prediktorok, a hőmérséklettel kapcsolatos származtatott változók, valamint a csapadékból számított szezonális és bioklimatikus prediktorok. A víztestektől vett távolságok – előzetes várakozásaimmal ellentétben viszonylag kevésbé korreláltak. A klaszteranalízis eredménye (30. ábra) jól mutatja a korrelációs struktúrában kirajzolódó főbb csoportokat.



*30. ábra. A kezdeti prediktorhalmaz páronkénti korrelációi abszolútértékének egytől való eltéréssén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.*

A talaj kémhatását jellemző logikai változók – szerencsés módon – csak gyengén korrelálnak egymással, egy klasztert alkotnak a savanyu és bazikus változók ( $r = -0,61$ ), valamint bizonytalanabb klasztert az erosen\_savanyu és semleges prediktorok ( $r = -0,30$ ). Az erosen\_bazikus lényegileg minden prediktortól független. A talaj agyagtartalmát jellemző mérőszámok az aggregáló





*Mellékletek*

függvénytől és a vizsgált talajmélységtől függetlenül erősen pozitívan korrelálnak, és a homokfrakciót leíró származtatott változók mindegyikével erős negatív korrelációt mutatnak. A két frakció közötti összefüggés – főként a maximumok és minimumok esetén – előzetes várakozásainnál jelentősebbnek bizonyult. A három, szervesanyag-tartalommal összefüggő prediktor egy klasztert alkot, és közepes mértékű ( $0,55 < |r| < 0,7$ ) korrelációt mutat a talajfrakciót jellemző prediktorokkal (agyagal pozitív, homokkal negatív irányú a kapcsolat). A gyökerezési mélységet jellemző változók egy klasztert alkotnak, melyhez igen gyengén kapcsolódik a *d\_folyo* prediktor. Gyenge korrelációt mutatnak a többi talajjellemzővel és a domborzati változatosság mérőszámaival. Mind a talajvízmélységre támaszkodó prediktorok, mind a domborzati változatosságot jellemző változók egy-egy zárt klasztert alkotnak, melyek egymással enyhe pozitív, a hőmérsékletet leíró éghajlati prediktorokkal pedig közepes negatív korrelációt mutatnak. A víztestektől vett távolságok a *d\_csatorna* kivételével egymással pozitívan korrelálnak, utóbbi a *d\_patak*kal ( $r = -0,37$ ) és *d\_termfizzel* ( $r = -0,33$ ) enyhén összefügg, és inkább a hőmérsékletet jellemző prediktorokhoz – negatívan – kötődik (a *bio4* és *bio7* klaszteréhez közel került a klaszteranalízis szerint). A *d\_viz*, *d\_kisviz* és *d\_folyoviz* erős klasztert alkotnak ( $0,75 < |r| < 0,9$ ), egy gyengébb klaszterben helyezkedik el a *d\_patak*, *d\_termfizzel* és *d\_termviz*, melyek enyhe negatív korrelációt mutatnak a domborzati változatosság és a csapadék prediktoraival. A *d\_to* lényegileg semmivel nincs kapcsolatban.

Az éghajlati prediktorok korrelációs strukturája hasonlatosságokat mutat Barbet-Massin és Jetz (2014) eredményével. A *bio1* és *T\_SON*, valamint a *T\_MAM*, *bio5*, *bio10* és *T\_JJA* klasztere egymással is erős, jellemzően 0,9 feletti pozitív korrelációt mutat. A hőmérsékletet számszerűsítő származtatott változók másik nagy csoportja a *bio6*, *bio9*, *bio11* és *T\_DJF* szoros klaszterjét, valamint a *bio2*, *bio3* (ezek kapcsolata 0,79 erősségű) és a gyengén kötődő *bio8* változót foglalja magában. A *bio3* kivételével a hőmérsékleti prediktorok jórészt negatív korrelációt mutatnak a csapadékot számszerűsítő változókkal. A csapadékos prediktorok – a *bio15* kivételével – erős vagy közepes pozitív korrelációs kapcsolatban állnak egymással, melyekből a klaszteranalízis három csoportot formált. A *bio13*, *bio16*, *bio18* és *P\_JJA*, valamint a *P\_MAM*, *bio12* és *P\_SON* klasztere egymáshoz közel helyezkedik el a dendrogramon, és tőlük külön áll a *bio14*, *bio17*, *bio19* és *P\_DJF* formálta klaszter, melyhez lazábban kapcsolódik a *bio15* változó ( $-0,75 < r \leq -0,70$ ).

*31. ábra. (12. betétoldal) A vizsgálatba vont prediktorösszeállítások által tartalmazott (sötétzöld) és kihagyott (vörös) prediktorok. Az utolsó, 25. sorszámú prediktorösszeállítást használtam a modellépítés során.*

A kezdeti prediktorhalmaz számos olyan prediktort tartalmaz, melyek páronként erősen korrelálnak és/vagy variancianövelő tényezőjük (VIF) jelentős. A kiszámolható VIF-értékek 1,24 és 7442,2 között változnak, 17 prediktor – mindegyikük klimatikus változó – variancianövelő tényezője végtelennek adódik. A kezdeti prediktorhalmaz kondíciószáma igen magas ( $9,83 \times 10^{16}$ ). Mindezzért a halmaz jelentős szűkítése szükséges. A vizsgálatba vont prediktorösszeállítások részletes bemutatásától eltekintek, a 25 összeállítás részét képező prediktorokat táblázatszerűen mutatom be (31. ábra). Az összeállítások közötti legfőbb különbségek, vagyis a legnehezebben eldönthető

*Mellékletek*

választási helyzetek a bioklimatikus változók esetében adódnak. A vizsgált összállítások kondíciószámai 18,0 és 204,8 között változnak (átlag: 45,1).

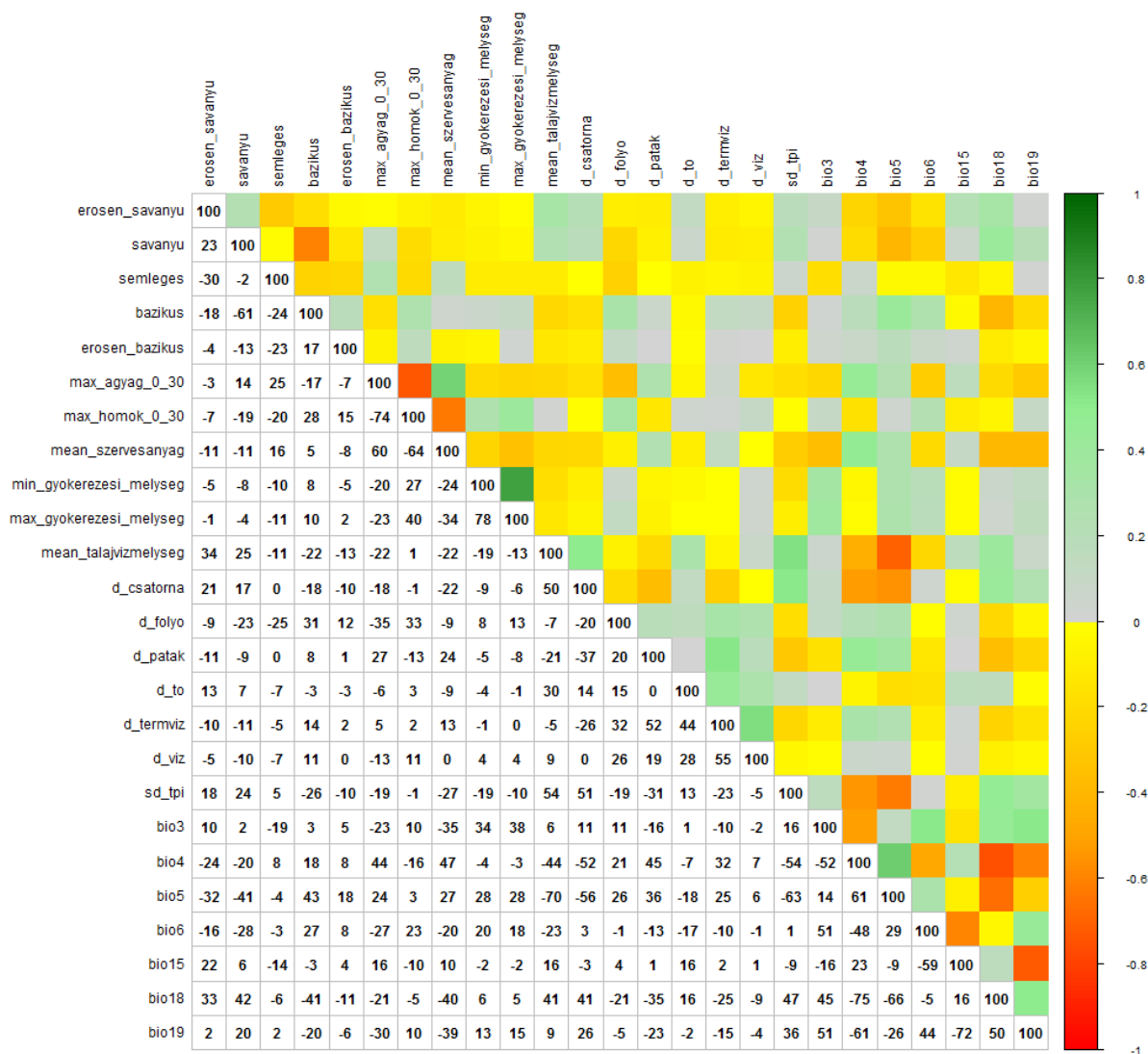
A sorban utolsó, 25. prediktorhalmazt választottam véglegesnek<sup>229</sup>, vagyis a modellépítést e halmazzal végeztem. A végleges prediktorösszeállítás kondíciószáma 23,3. 25 prediktort tartalmaz, melyek variancianövelő tényezője (11. táblázat) 1,17 és 47,38 között változik.

*11. táblázat. A végleges prediktorhalmaz részét képező változók variancianövelő tényezője.*

<b>Prediktor</b>	<b>VIF</b>
erosen_savanyu	1,39
savanyu	1,91
semleges	1,55
bazikus	2,06
erosen_bazikus	1,17
max_agyag_0_30	4,00
max_homok_0_30	4,38
mean_szervesanyag	2,85
min_gyokerezesi_melyseg	2,88
max_gyokerezesi_melyseg	3,36
mean_talajvizmelyseg	3,48
d_csatorna	1,79
d_folyo	1,97
d_patak	1,92
d_to	1,52
d_termviz	2,65
d_viz	1,54
sd_tpi	2,33
bio3	7,13
bio4	47,38
bio5	26,41
bio6	18,52
bio15	23,35
bio18	29,62
bio19	28,50

Ez az egyetlen prediktorösszeállítás, mely a statisztikai elvárásokat teljesítve hatnál több éghajlati prediktort tartalmaz. Magában foglalja mind az öt, talajkémhatást jellemző logikai változót. A talajfrakciókkal összefüggő prediktorok közül az egymással legkisebb korrelációt mutató max\_agyag\_0\_30 és max\_homok\_0\_30 változókat tartalmazza, melyek – azonos aggregáló függvényüknek és azonos mélységüknek köszönhetően – logikailag is jól összeillenek. Szervesanyag-tartalomról és talajvízmélységből a könnyen interpretálható átlag (mean\_szervesanyag, mean\_talajvizmelyseg), míg gyökerezési mélységből – hála a viszonylag kedvező ( $r = 0,78$ ) korrelációnak – a min\_gyokerezesi\_melyseg és a max\_gyokerezesi\_melyseg változók is bekerültek a végső prediktorösszeállításba. A víztestektől való távolságot jellemző változók közül a négy elemi prediktort (d\_csatorna, d\_patak, d\_folyo és d\_to), az összevont d\_vizet, valamint az ezekkel viszonylag kevésbé korreláló ( $0,25 < |r| < 0,55$ ) d\_termvizet tartalmazza a halmaz. A domborzati változatosságot az sd\_tpi (domborzati helyzet szórása) jellemzi.

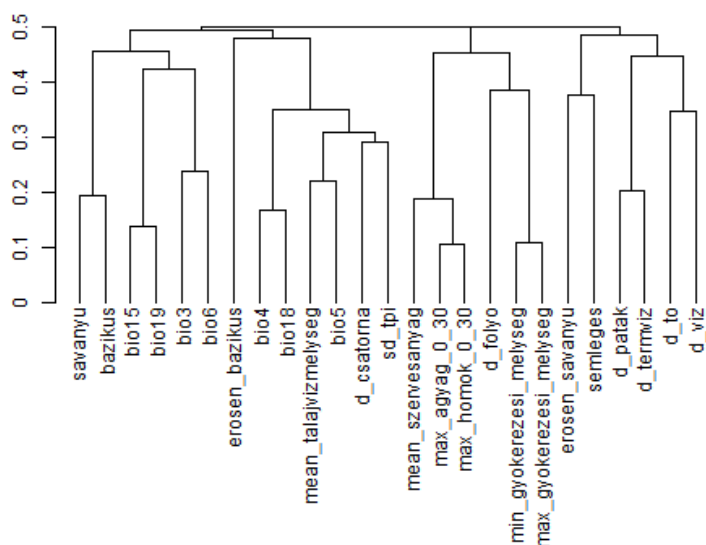
<sup>229</sup> az 5.4.1.1. fejezetben ismertetett szempontok szerint



32. ábra. A végleges prediktothalmaz korrelációs struktúrája a referencia-időszakban, a természetközeli MÉTA-haszögeket figyelembe véve. A pozitív korreláció szürkétől sötétzöldig, a negatív korreláció nagysága citromtól pirosig nő.

Az éghajlati prediktorok közül csak bioklimatikus változók kerültek a végleges prediktorösszeállításba, szám szerint négy hőmérséklettel, és három csapadékkal összefüggő prediktor. Az egymással erősen összefüggő bioklimatikus változók közül úgy választottam, hogy a korrelációs struktúra várhatóan kevésbé változzon meg a jövőben, továbbá cél volt az egymással logikai kapcsolatban lévő prediktorok kiválasztása. Így került be a halmazba a bio3, bio4, bio5 és bio6 változó, melyek között az utóbbi kettőre mint egymás párjára tekinthetünk. A bio4 megfelelője csapadék esetén a bio15 változó, továbbá a bio18 és bio19 is egy párt alkotnak. Utóbbiak a legmelegebb és leghidegebb negyedévekhez kötődnek, és helyüket elvben kiválthatja a legcsapadékosabb (mely megegyezik a legmelegebbel) és a legszárazabb negyedév bio15 és bio16 változója, a legcsapadékosabb negyedév azonban a jövőben eltolódhat (10. táblázat), így a stabil korrelációs struktúra nagyobb mérvű jövőbeli megváltozását hozhatják e prediktorok.

## Mellékletek



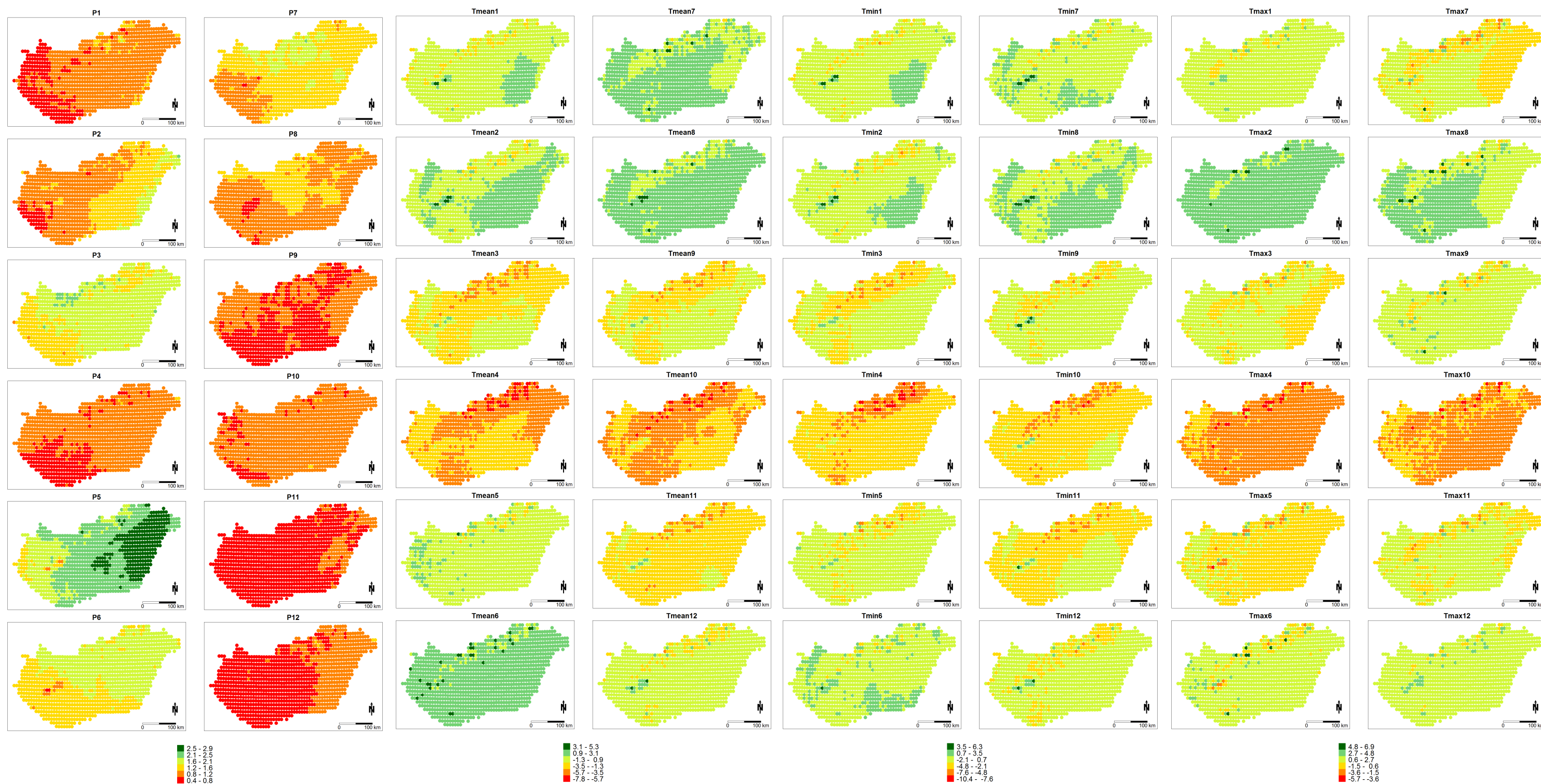
33. ábra. A kezdeti prediktorhalmaz páronkénti korrelációi abszolútértékének egytől való eltéréssén mint távolságmátrixon teljes láncmódszerrel számított dendrogram.

A végleges prediktorhalmazban a legjelentősebb ( $|r| > 0,6$ ) korrelációk (32. ábra) inkább negatív előjelűek (savanyu-bazikus:  $-0,61$ , max\_agyag\_0\_30-max\_homok\_0\_30:  $-0,74$ , max\_homok\_0\_30-mean\_szervesanyag:  $-0,64$ , mean\_talajvizmelyseg-bio5:  $-0,7$ , sd\_tpi-bio5:  $-0,63$ , bio4-bio18:  $-0,75$ , bio4-bio19:  $-0,61$ , bio5-bio18:  $-0,66$ , bio15-bio19:  $-0,72$ ), pozitív korrelációt a következők mutatnak: max\_gyokerezesi\_melyseg-min\_gyokerezesi\_melyseg:  $0,78$  és bio4-bio5:  $0,61$ . A klaszterelemzés (33. ábra) szerint a legerősebb csoportok a következők: savanyu-bazikus, bio15-bio19, bio3-bio6, bio4-bio18, mean\_talajvizmelyseg-bio5, mean\_szervesanyag-max\_agyag\_0\_30-max\_homok\_0\_30, max\_gyokerezesi\_melyseg-min\_gyokerezesi\_melyseg, d\_patak-d\_termviz; és igen gyenge klasztereket alkot a d\_csatorna-sd\_tpi, az erosen\_savanyu-semleges, d\_to-d\_viz, valamint néhány erős, kisebb csoport.

## 9.7. A hibakorrekciós tényezők

Az RCM-ek referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) hibakorrekciós tényezőit éghajlati változónként mutatom be (Aladin – 13. betétoldal, RegCM – 14. betétoldal).



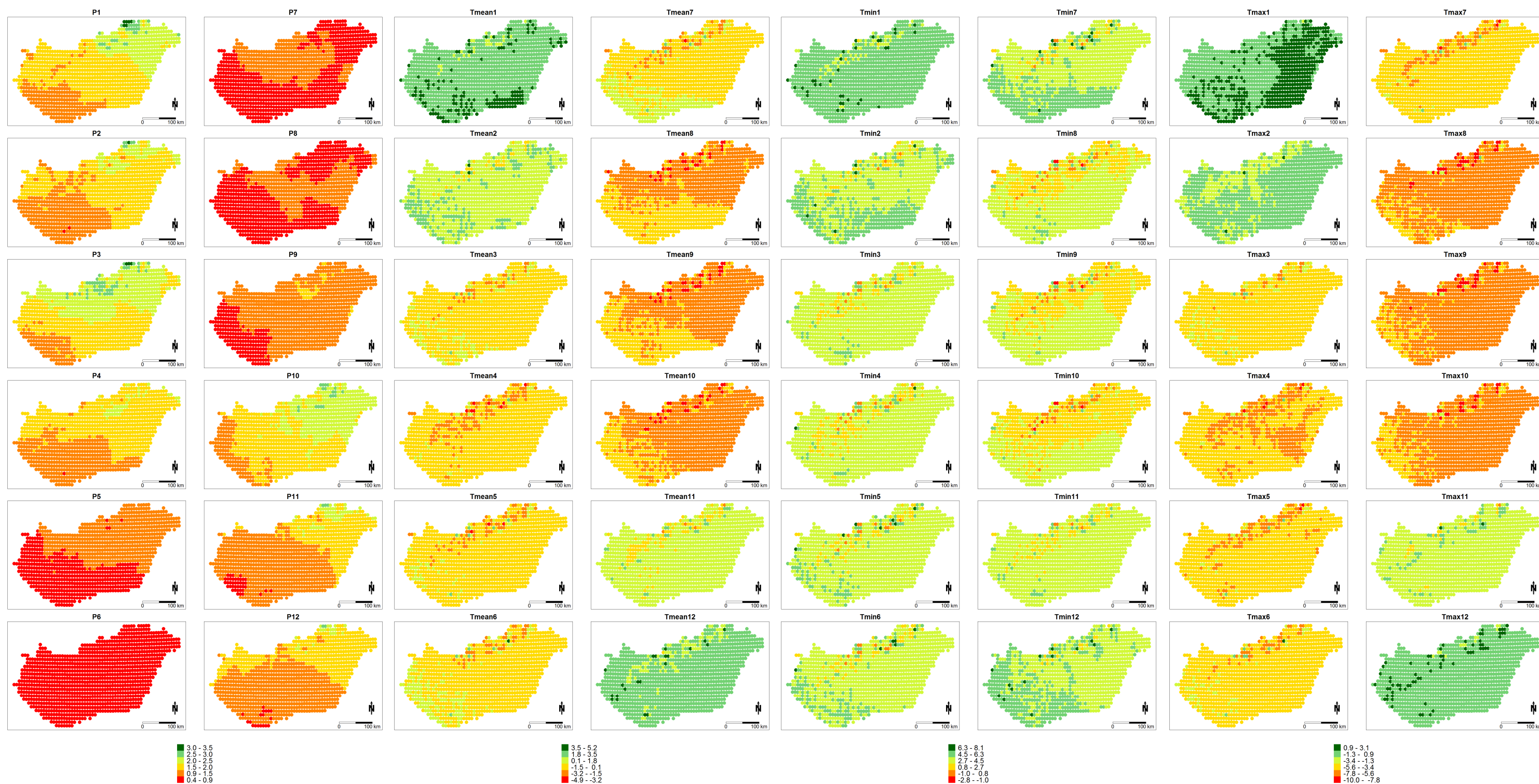


Az Aladin regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) csapadékösszegeinek (P) hibakorrekciós tényezői. Az értékek multiplikatívak (mértékegység: mm/mm), az 1-nél nagyobb (0 és 1 közötti) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.

Az Aladin regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) középhőmérsékleteinek (Tmean) hibakorrekciós tényezői. Az értékek additívak (mértékegység: °C), a 0-nál nagyobb (kisebb) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.

Az Aladin regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) minimum-hőmérsékleteinek (Tmin) hibakorrekciós tényezői. Az értékek additívak (mértékegység: °C), a 0-nál nagyobb (kisebb) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.

Az Aladin regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) maximum-hőmérsékleteinek (Tmax) hibakorrekciós tényezői. Az értékek additívak (mértékegység: °C), a 0-nál nagyobb (kisebb) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.



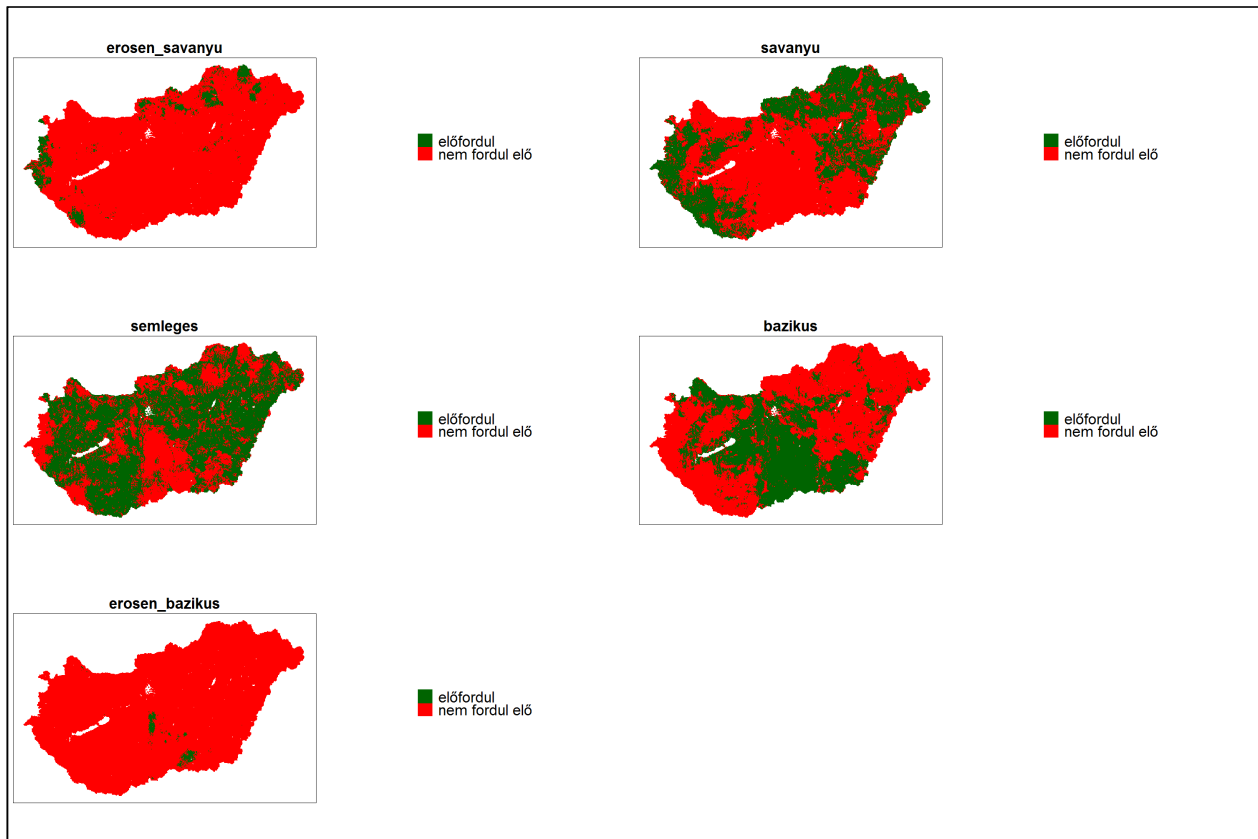
A RegCM regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) csapadékösszegeinek (P) hibakorrekciós tényezői. Az értékek multiplikatívak (mértékegység: mm/mm), az 1-nél nagyobb (0 és 1 közötti) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.

A RegCM regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) középhőmérsékleteinek (Tmean) hibakorrekciós tényezői. Az értékek additívak (mértékegység: °C), a 0-nál nagyobb (kisebb) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.

A RegCM regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) minimum-hőmérsékleteinek (Tmin) hibakorrekciós tényezői. Az értékek additívak (mértékegység: °C), a 0-nál nagyobb (kisebb) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.

A RegCM regionális klímamodell referencia-időszakra (1961–1990) számított havi (1–12) maximum-hőmérsékleteinek (Tmax) hibakorrekciós tényezői. Az értékek additívak (mértékegység: °C), a 0-nál nagyobb (kisebb) számok a modell felülbecslését (alulbecslését) jelentik.

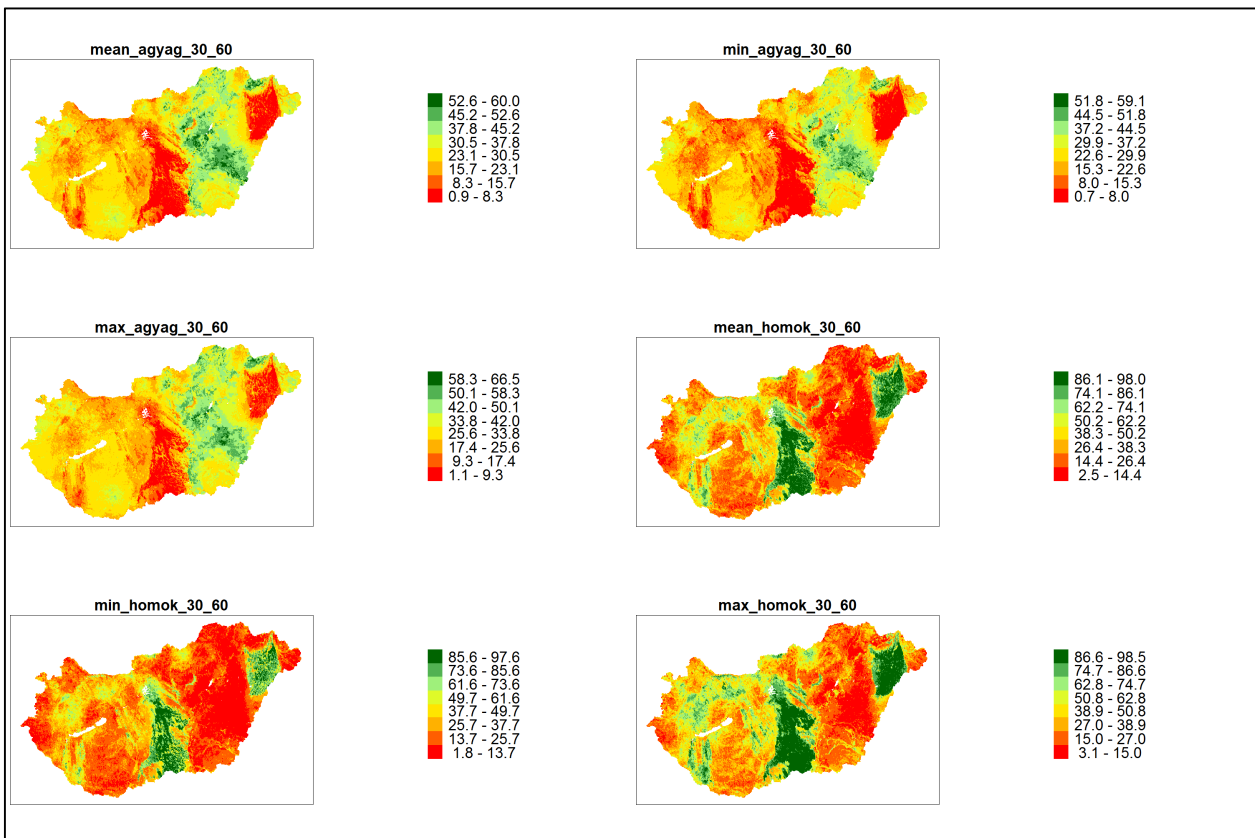
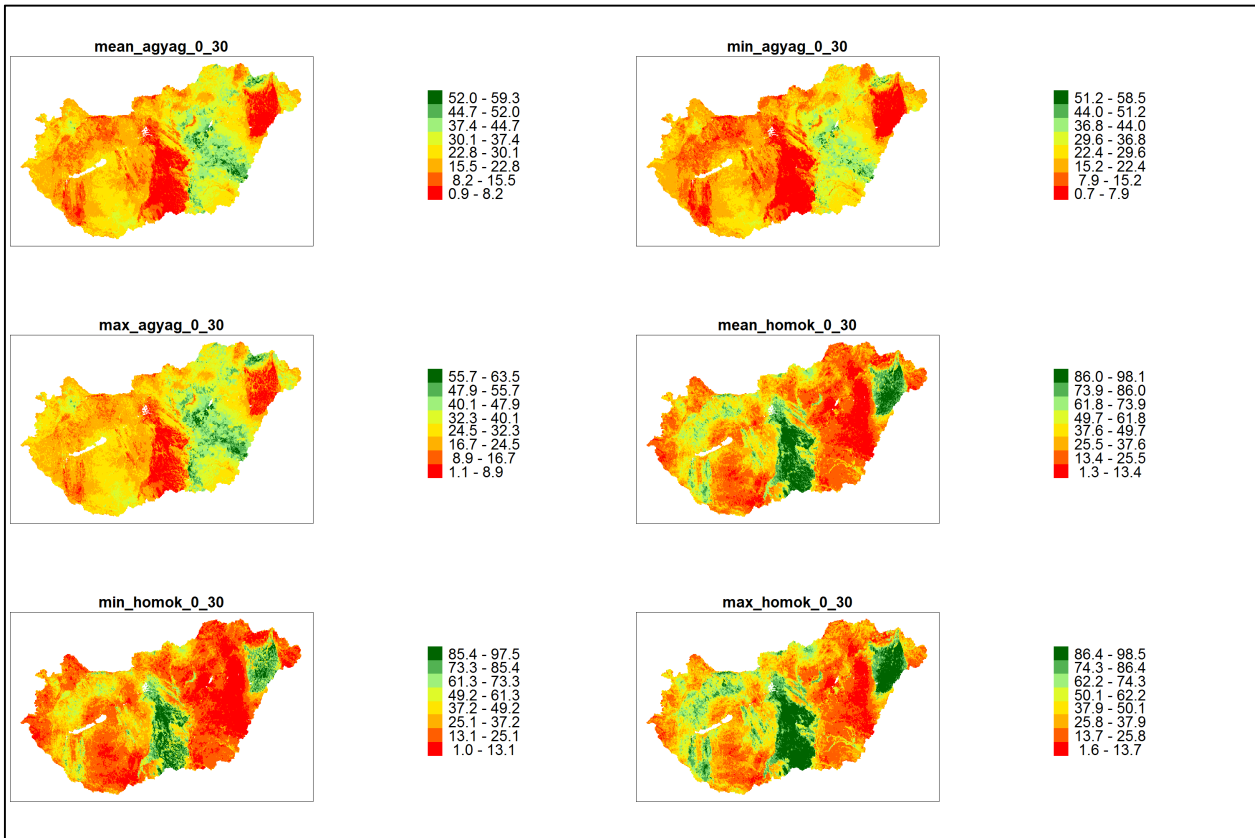
## 9.8. Időben állandó származtatott háttérváltozók



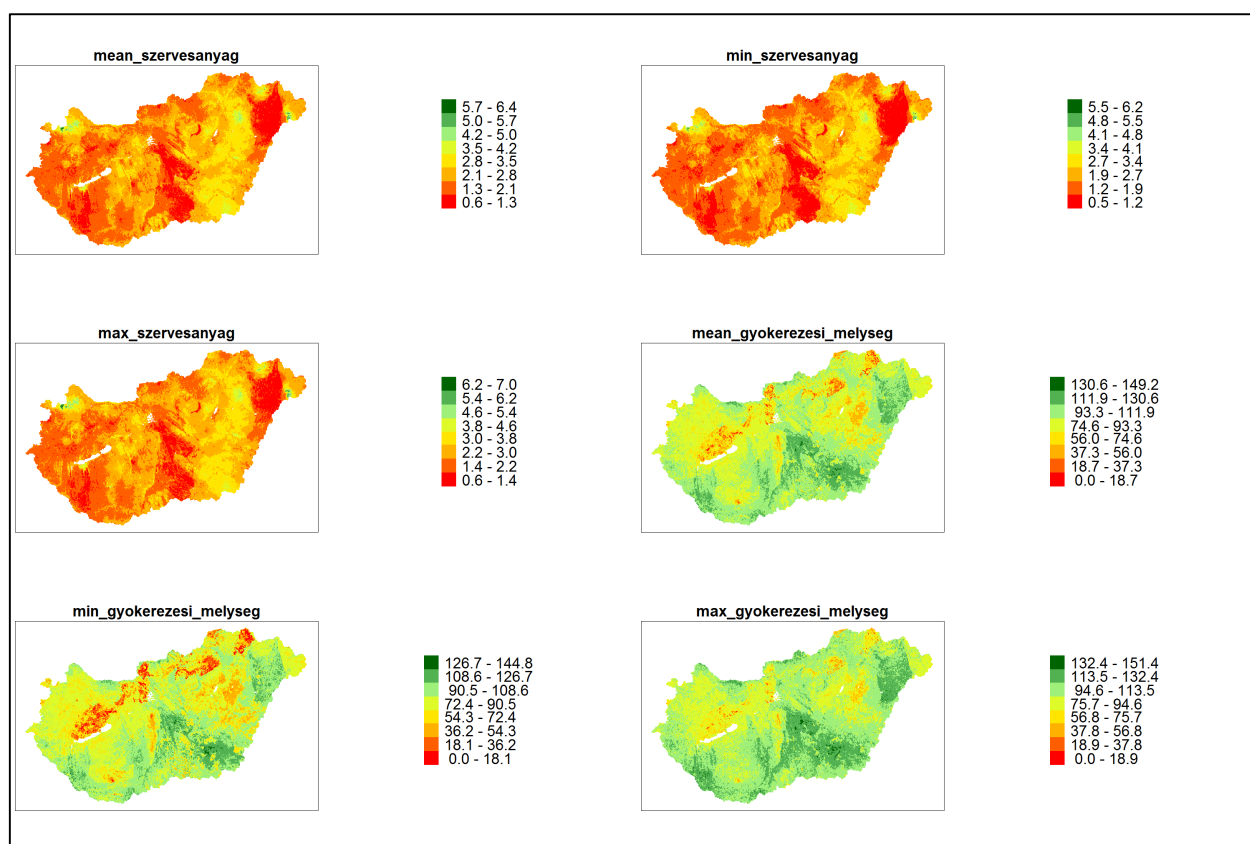
34. ábra. Időben állandó származtatott háttérváltozók területi eloszlása. Az adathiányt fehér szín jelöli. Balról jobbra és föntről lefelé: erősen savanyú ( $\text{pH} < 5.6$ ) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (*erosen\_savanyu*), savanyú ( $5.6 < \text{pH} < 6.6$ ) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (*savanyu*), semleges ( $6.6 < \text{pH} < 7.6$ ) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (*semleges*), lúgos ( $7.6 < \text{pH} < 8.6$ ) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (*bazikus*), erősen lúgos ( $\text{pH} > 8.6$ ) talaj előfordulása a MÉTA-hatszögön belül (*erosen\_bazikus*).

35. ábra. (következő oldalon) Időben állandó származtatott háttérváltozók területi eloszlása. Az adathiányt fehér szín jelöli. Balról jobbra és föntről lefelé: a felső (0–30 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_agyag\_0\_30*), a felső (0–30 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma (*min\_agyag\_0\_30*), a felső (0–30 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_agyag\_0\_30*), a felső (0–30 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_homok\_0\_30*), a felső (0–30 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma (*min\_homok\_0\_30*), a felső (0–30 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_homok\_0\_30*).

Mellékletek

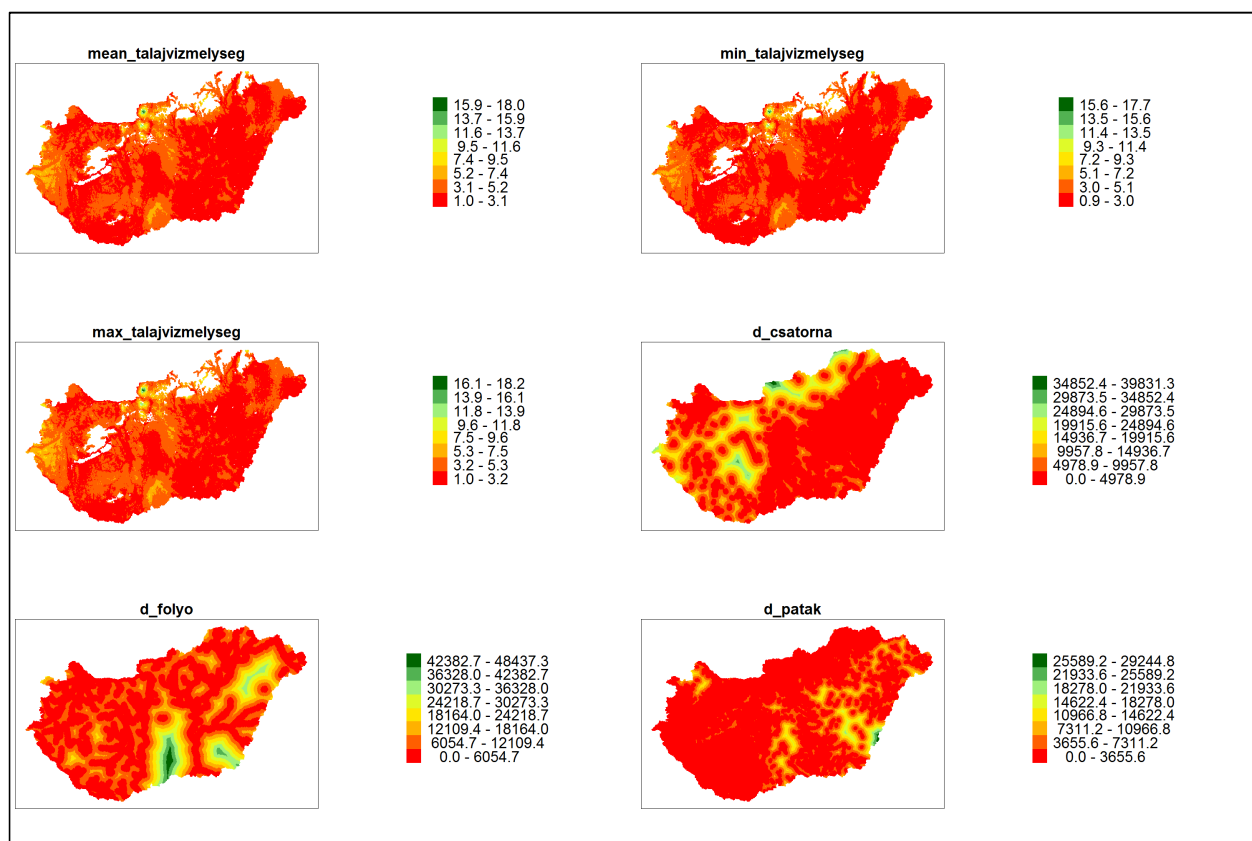


36. ábra. (előző oldalon) Időben állandó származtatott háttérváltozók területi eloszlása. Az adathiányt fehér szín jelöli. Balról jobbra és föntről lefelé: az alsó (30–60 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_agyag\_30\_60*), az alsó (30–60 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma (*min\_agyag\_30\_60*), az alsó (30–60 cm) talajréteg agyagfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_agyag\_30\_60*), az alsó (30–60 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_homok\_30\_60*), az alsó (30–60 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli minimuma (*min\_homok\_30\_60*), az alsó (30–60 cm) talajréteg homokfrakció-arányának MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_homok\_30\_60*).



37. ábra. Időben állandó származtatott háttérváltozók területi eloszlása. Az adathiányt fehér szín jelöli. Balról jobbra és föntről lefelé: a talaj szervesanyag-tartalmának MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_szervesanyag*), a talaj szervesanyag-tartalmának MÉTA-hatszögön belüli minimuma (*min\_szervesanyag*), a talaj szervesanyag-tartalmának MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_szervesanyag*), a gyökerezési mélység MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_gyokerezési\_melyseg*), a gyökerezési mélység MÉTA-hatszögön belüli minimuma (*min\_gyokerezési\_melyseg*), a gyökerezési mélység MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_gyokerezési\_melyseg*).

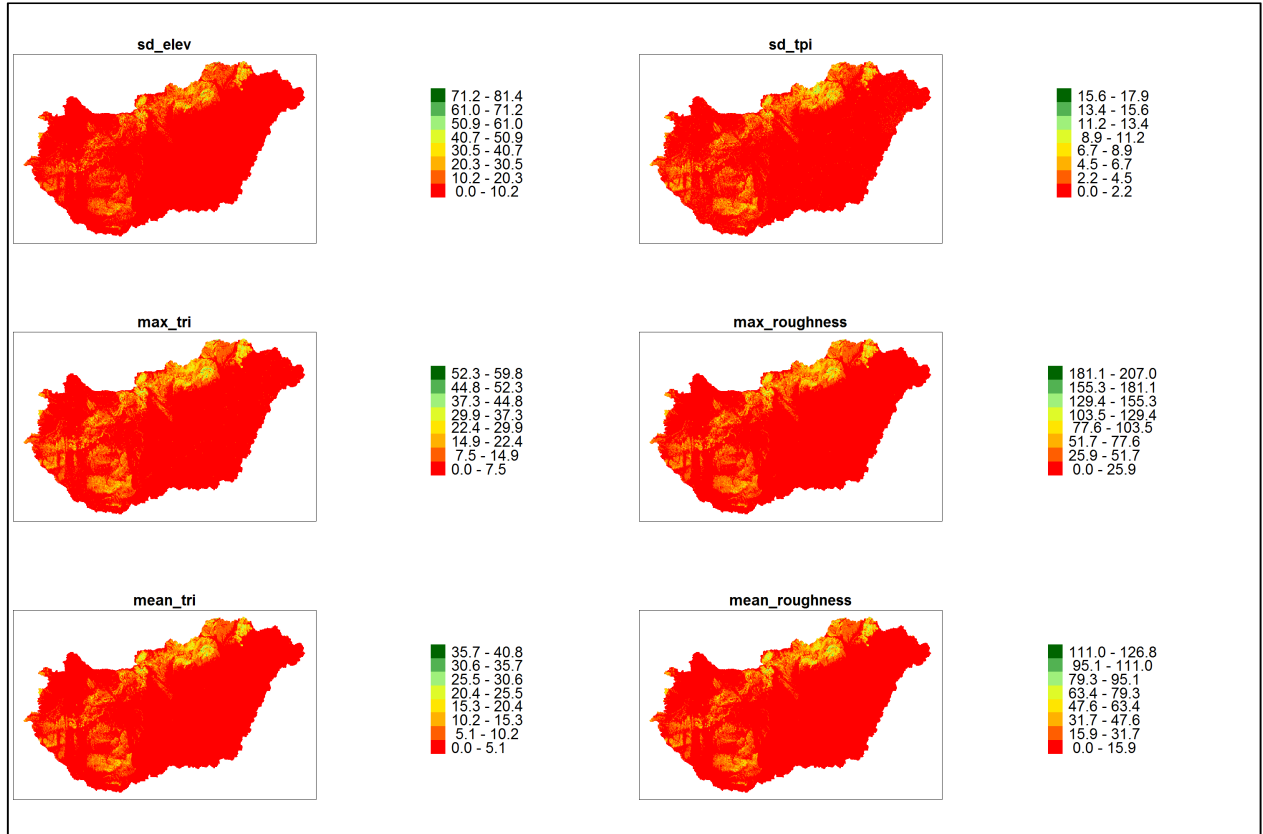
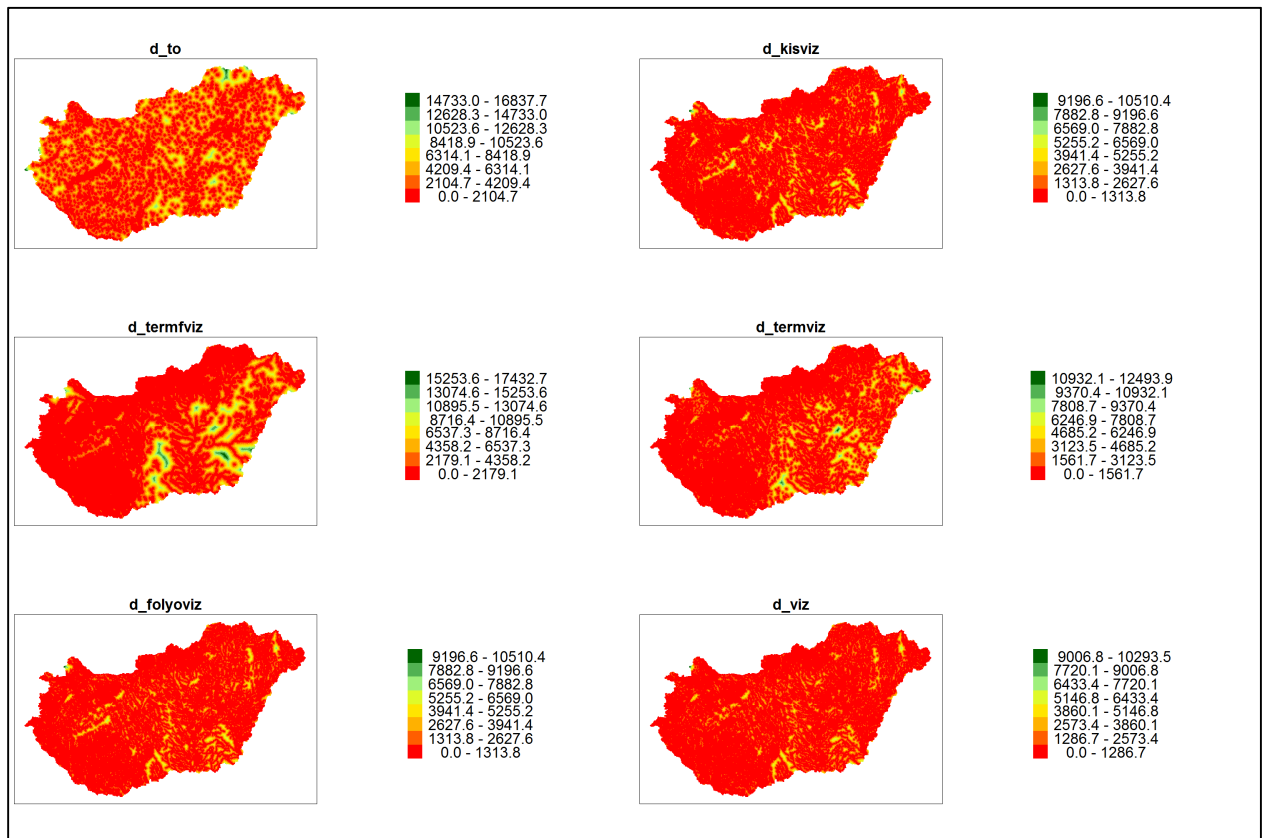
## Mellékletek



38. ábra. Időben állandó származtatott háttérváltozók területi eloszlása. Az adathiányt fehér szín jelöli. Balról jobbra és föntről lefelé: a talajvíztükör mélységének MÉTA-hatszögön belüli átlaga (mean\_talajvizmelyseg), a talajvíztükör mélységének MÉTA-hatszögön belüli minimuma (min\_talajvizmelyseg), a talajvíztükör mélységének MÉTA-hatszögön belüli maximuma (max\_talajvizmelyseg), a MÉTA-hatszög középpontjának mesterséges kisebb vízfolyásoktól (csatornáktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_csatorna), a MÉTA-hatszög középpontjának természetes nagyobb vízfolyásoktól (folyóktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_folyo), a MÉTA-hatszög középpontjának természetes kisebb vízfolyásoktól (patakoktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_patak). A hiányzó értékeket fehér szín jelöli.

39. ábra. (következő oldalon) Időben állandó származtatott háttérváltozók területi eloszlása. Balról jobbra és föntről lefelé: a MÉTA-hatszög középpontjának állóvizektől (tavaktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_to), a MÉTA-hatszög középpontjának kisebb vízfolyásoktól (csatornáktól és patakoktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_kisviz), a MÉTA-hatszög középpontjának természetes vízfolyásoktól (folyóktól és patakoktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_termviz), a MÉTA-hatszög középpontjának természetes vizektől (folyóktól, patakoktól és tavaktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_termviz), a MÉTA-hatszög középpontjának vízfolyásoktól (folyóktól, patakoktól és csatornáktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_folyoviz), a MÉTA-hatszög középpontjának víztestektől (tavaktól, folyóktól, patakoktól és csatornáktól) mért (legkisebb) távolsága (d\_viz).

Mellékletek



*Mellékletek*

40. ábra. (előző oldalon) Időben állandó származtatott háttérváltozók területi eloszlása. Balról jobbra és föntről lefelé: a tengerszint feletti magasság MÉTA-hatszögön belüli szórása (*sd\_elev*), a domborzati helyzet (Topographic Position Index, *TPI*) MÉTA-hatszögön belüli szórása (*sd\_tpi*), a terepegyenetlenség (Terrain Ruggedness Index, *TRI*) MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_tri*), a terep durvaságának (*roughness*) MÉTA-hatszögön belüli maximuma (*max\_roughness*), a terepegyenetlenség (Terrain Ruggedness Index, *TRI*) MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_tri*), a terep durvaságának (*roughness*) MÉTA-hatszögön belüli átlaga (*mean\_roughness*).

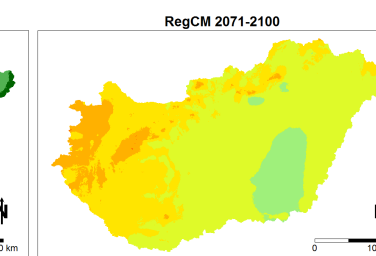
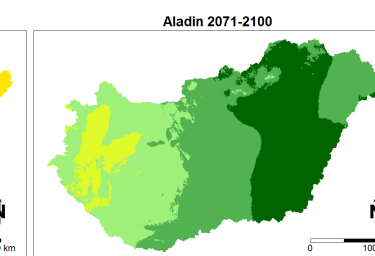
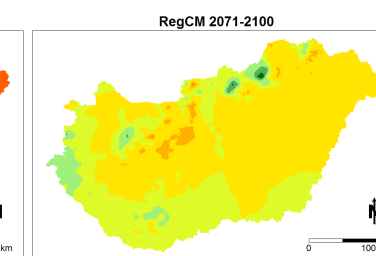
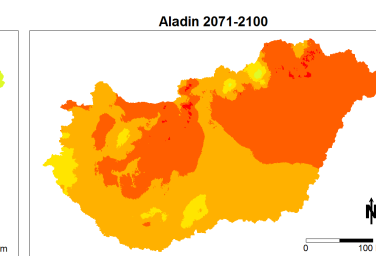
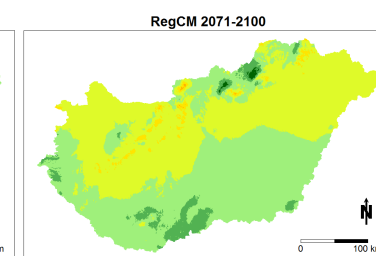
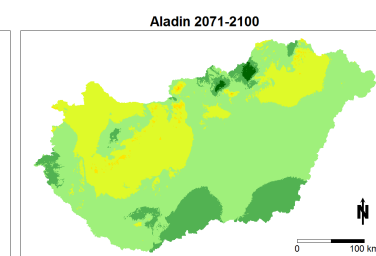
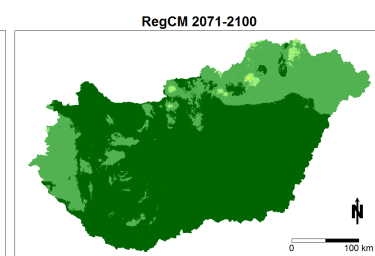
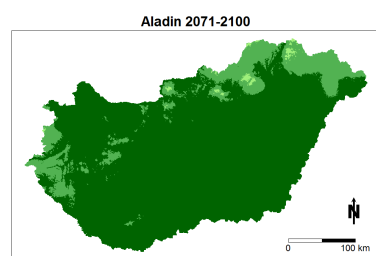
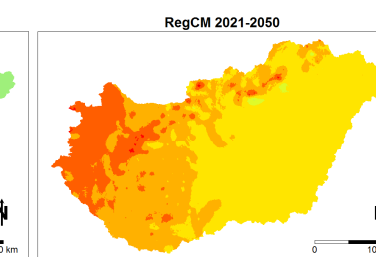
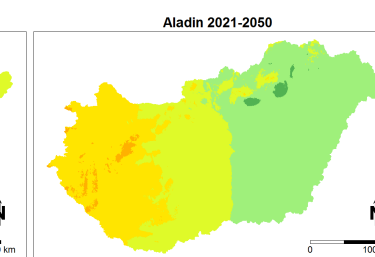
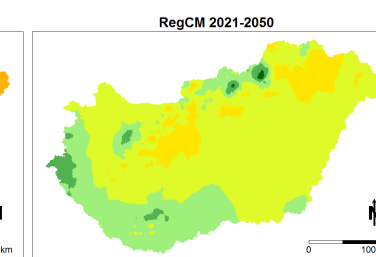
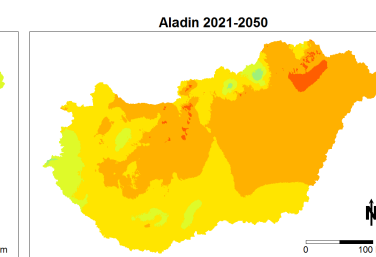
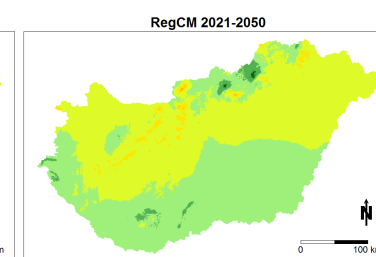
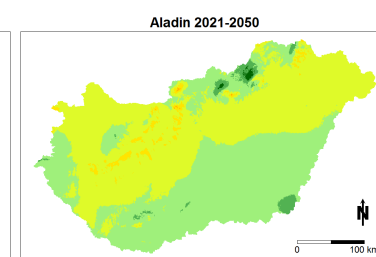
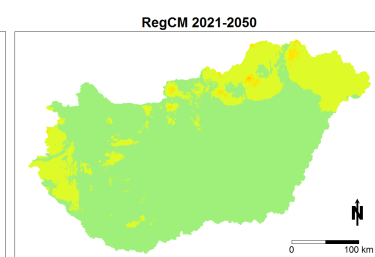
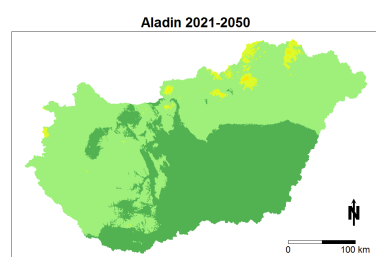
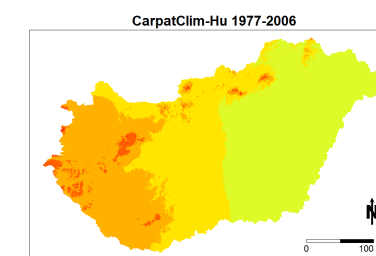
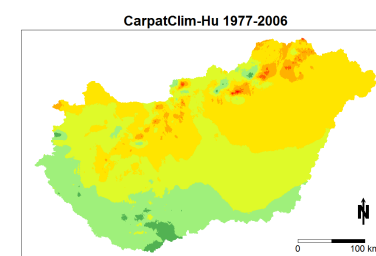
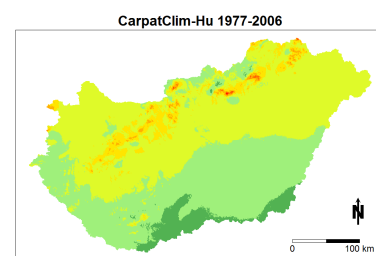
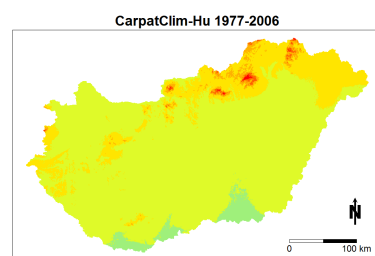
## 9.9. Időben változó származtatott háttérváltozók

Az időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva mutatom be (bio1–bio4 – 15. betétoldal, bio5–bio8 – 16. betétoldal, bio9–bio12 – 17. betétoldal, bio13–bio16 – 18. betétoldal, bio17–bio19 – 19. betétoldal, évszakos csapadékösszegek – 20. betétoldal, évszakos középhőmérsékletek – 21. betétoldal).

## 9.10. Üres élőhely-dísznövény mátrix

12. táblázat. (22. betétoldal) A szakértők számára megküldött üres élőhely-dísznövény mátrix.



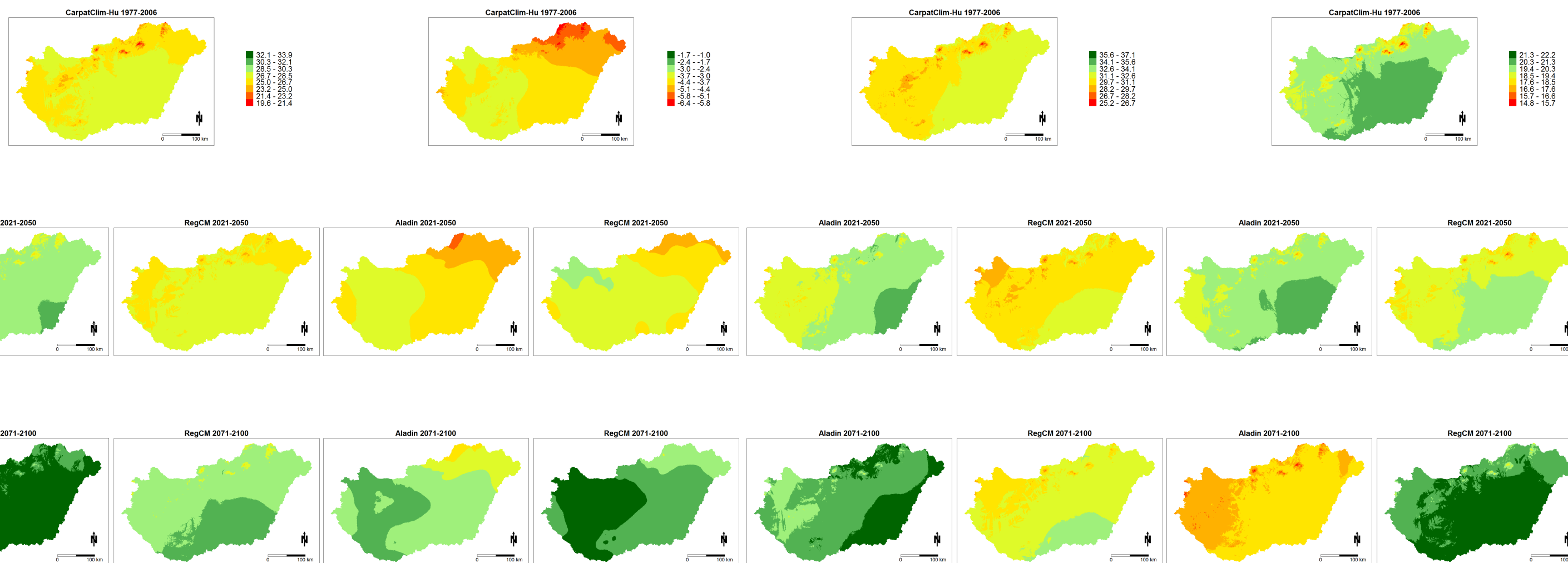


*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt éves átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga (bio1).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt átlagos napi hóingás harmincéves átlaga (bio2).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt átlagos napi hóingás és éves hóingás hányadosának harmincéves átlaga (bio3).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt hőmérsékleti szezonális (szórás) harmincéves átlaga (bio4).*

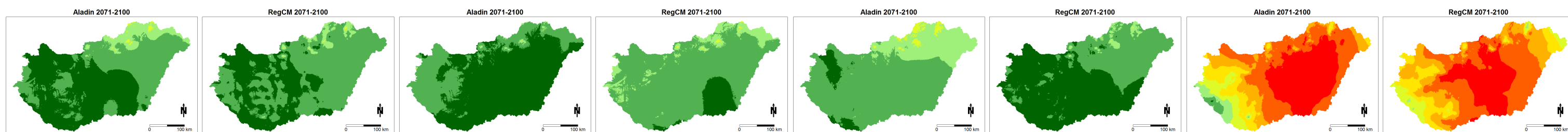
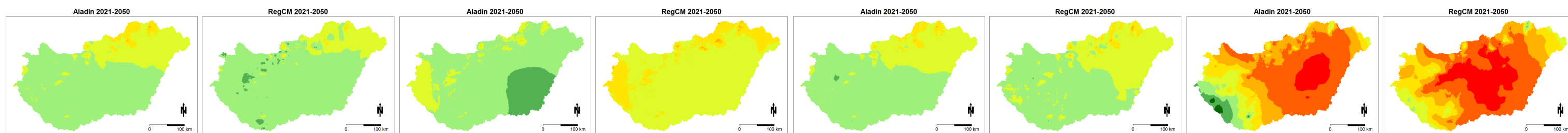
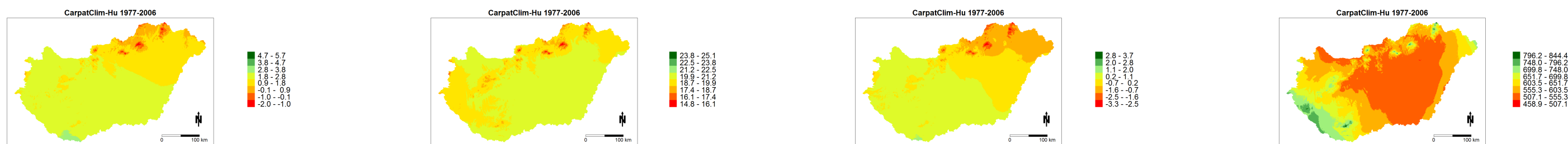


*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legmelegebb hónap maximum-hőmérsékletének harmincéves átlaga (bio5).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt leghidegebb hónap minimum-hőmérsékletének harmincéves átlaga (bio6).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt éves hőingás (a legmelegebb hónap maximum-hőmérséklete és a leghidegebb hónap minimum-hőmérséklete különbségének) harmincéves átlaga (bio7).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legcsapadékosabb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga (bio8).*

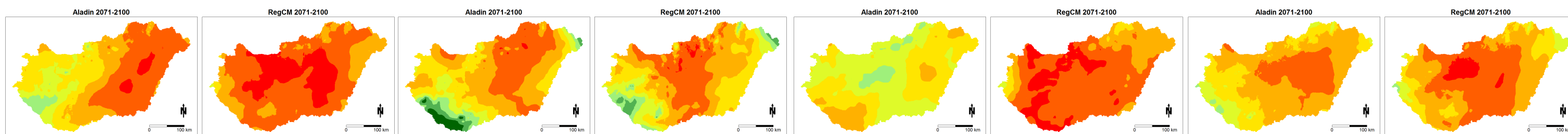
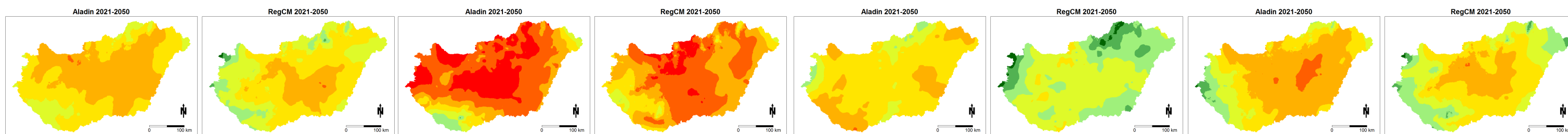
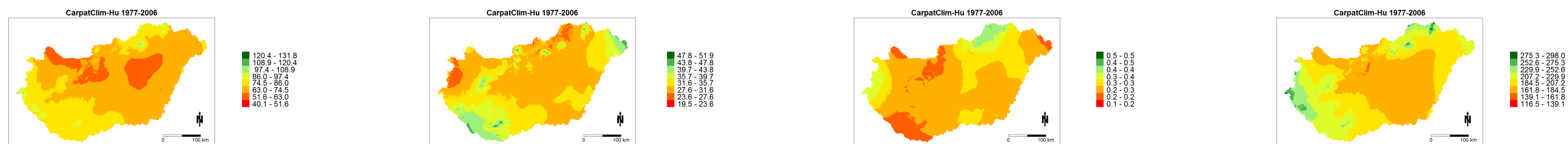


*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legszárazabb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga (bio9).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legmelegebb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga (bio10).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt leghidegebb negyedév átlagos középhőmérsékletének harmincéves átlaga (bio11).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt éves csapadékösszegének harmincéves átlaga (bio12).*

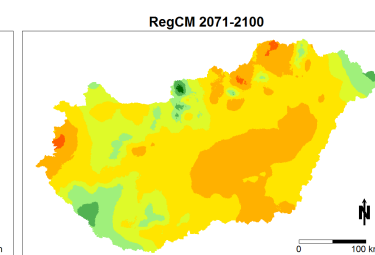
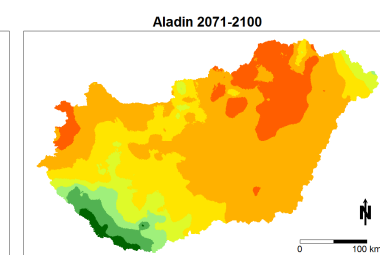
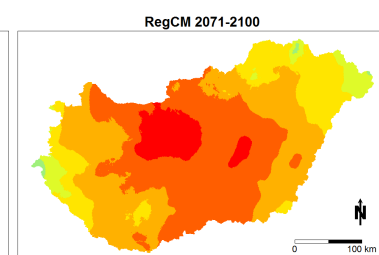
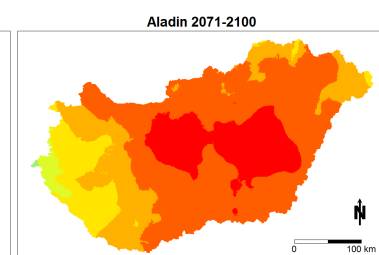
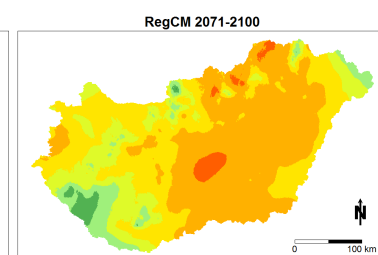
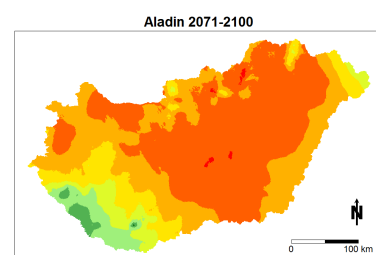
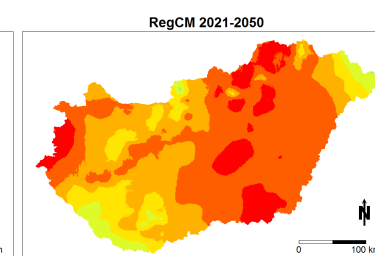
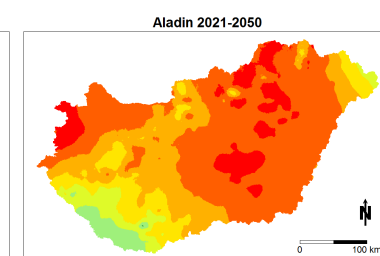
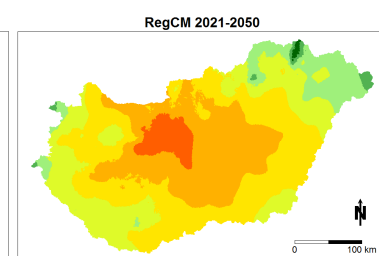
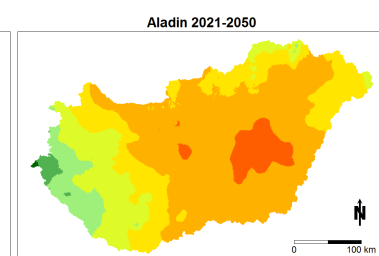
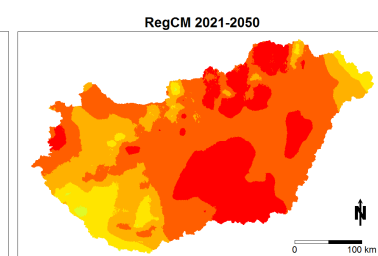
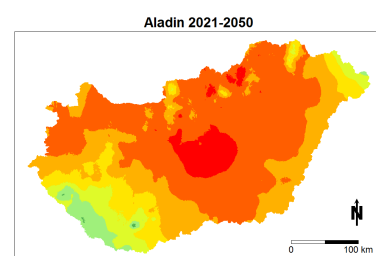
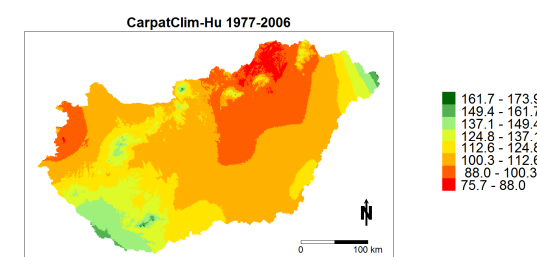
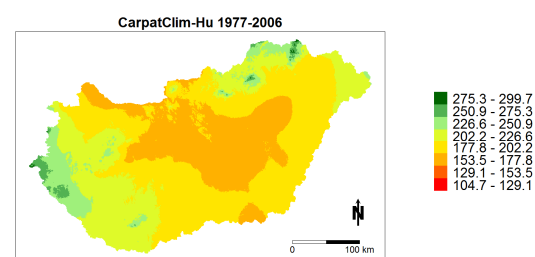
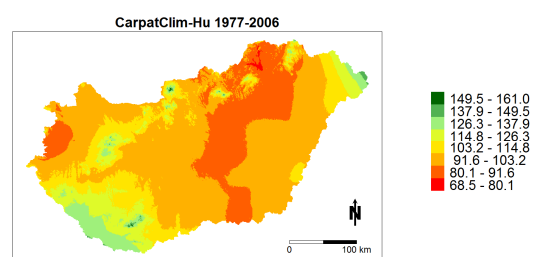


*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legcsapadékosabb hónap csapadékösszegének harmincéves átlaga (bio13).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legszárazabb hónap csapadékösszegének harmincéves átlaga (bio14).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt csapadékeloszlás szezonálisának (relatív szórásának) harmincéves átlaga (bio15).*

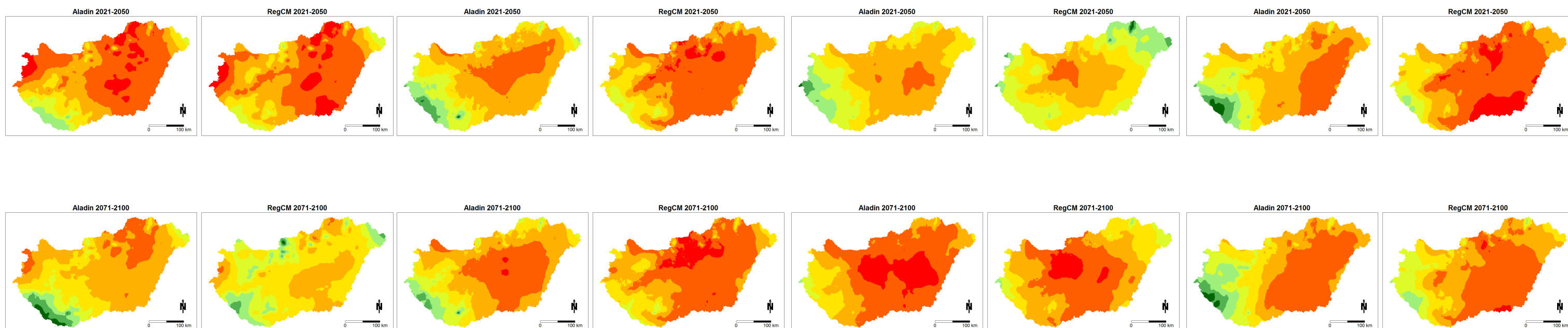
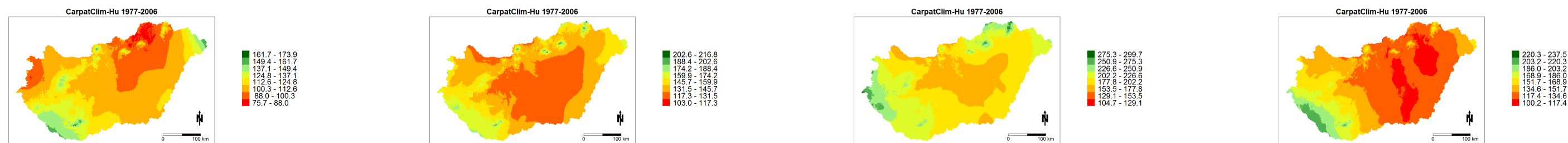
*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legcsapadékosabb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga (bio16).*



*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legszárazabb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga (bio17).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt legmelegebb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga (bio18).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt leghidegebb negyedév csapadékösszegének harmincéves átlaga (bio19).*

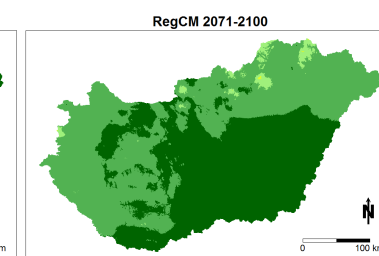
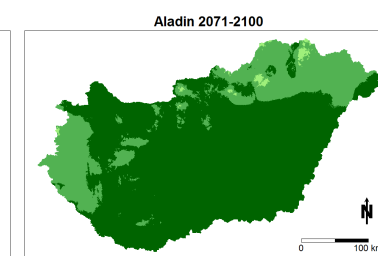
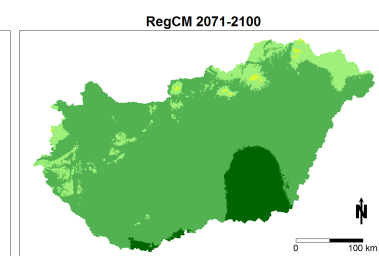
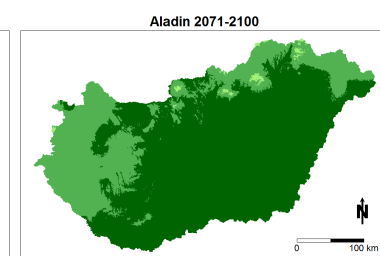
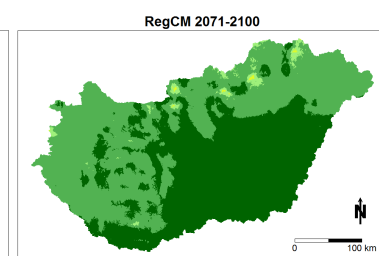
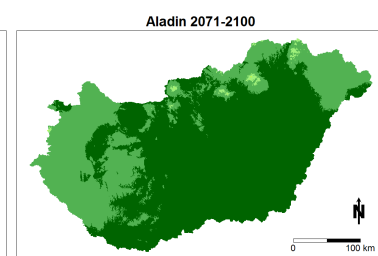
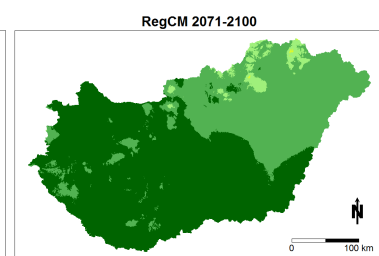
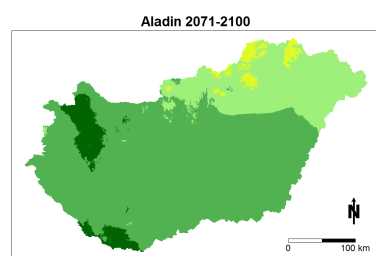
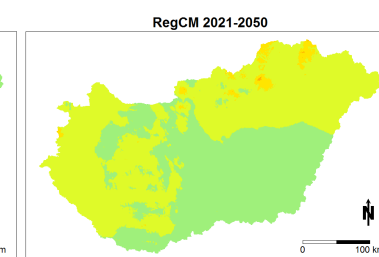
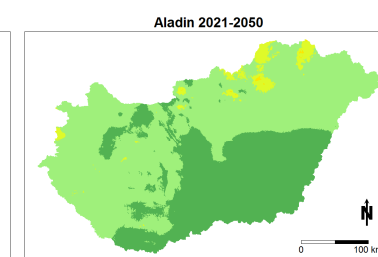
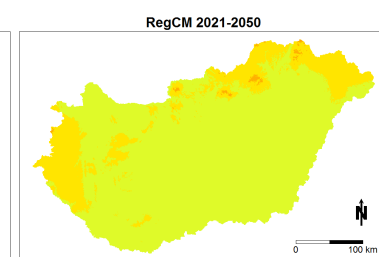
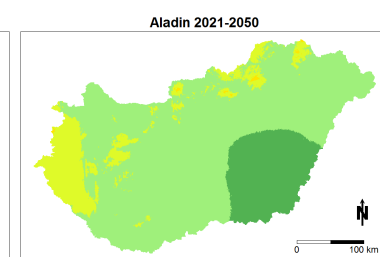
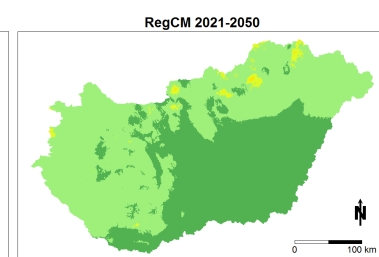
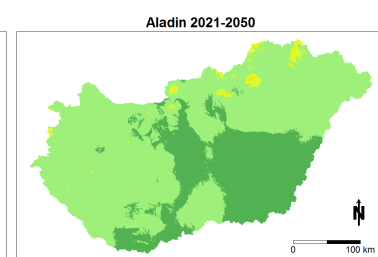
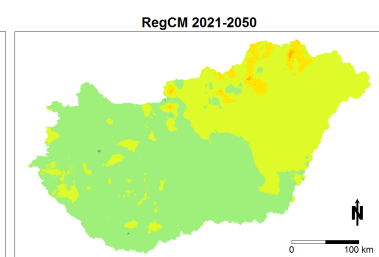
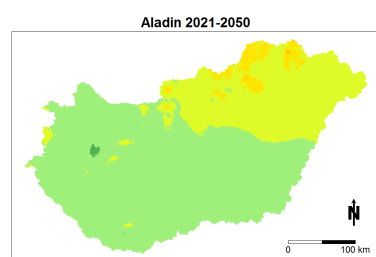
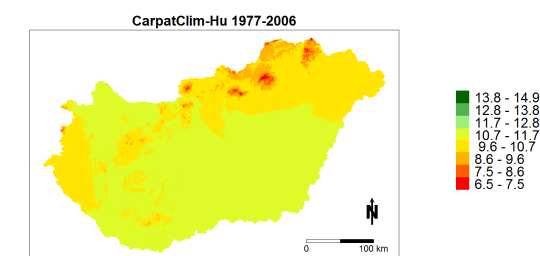
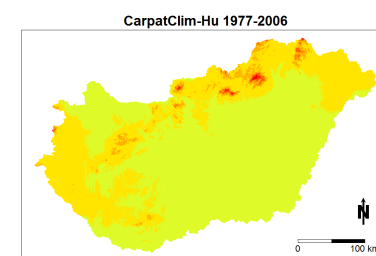
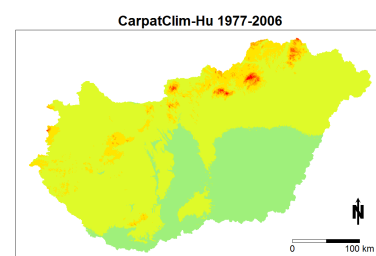
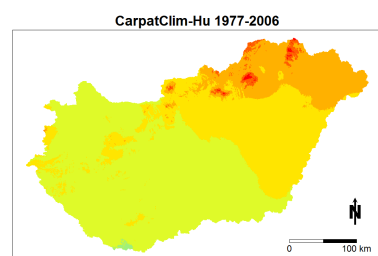


*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt téli csapadékösszeg harmincéves átlaga (P\_DJF).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt tavaszi csapadékösszeg harmincéves átlaga (P\_MAM).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt nyári csapadékösszeg harmincéves átlaga (P\_JJA).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt őszi csapadékösszeg harmincéves átlaga (P\_SON).*



*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt téli átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga (T\_DJF).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt tavaszi átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga (T\_MAM).*

*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt nyári átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga (T\_JJA).*

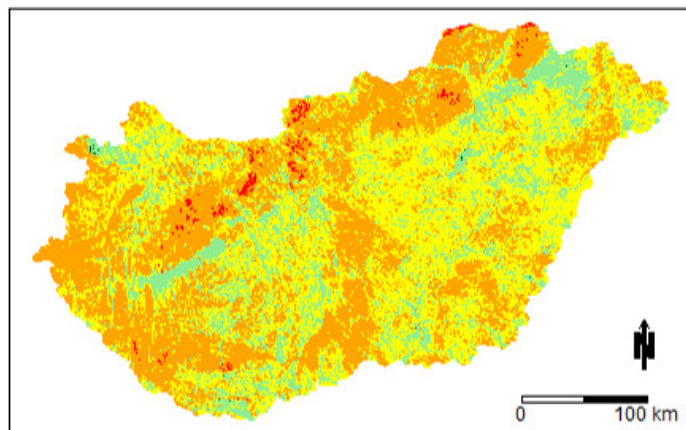
*Időben változó származtatott háttérváltozó területi eloszlása az öt klímacél szerint, azonos színskálán ábrázolva: a MÉTA-hatszög középpontjában megfigyelt őszi átlagos középhőmérséklet harmincéves átlaga (T\_SON).*



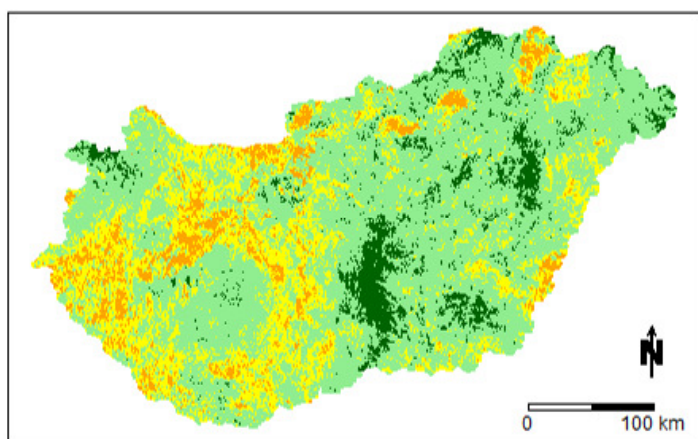


## **9.11. A vizsgált élőhelyek potenciális előfordulása**

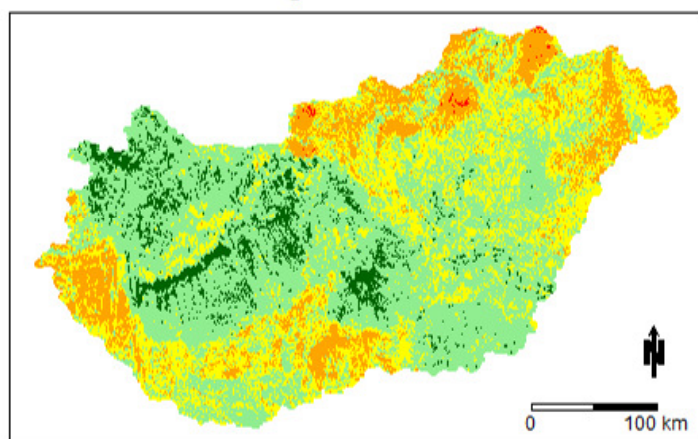
**B1a - Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások  
1977-2006**



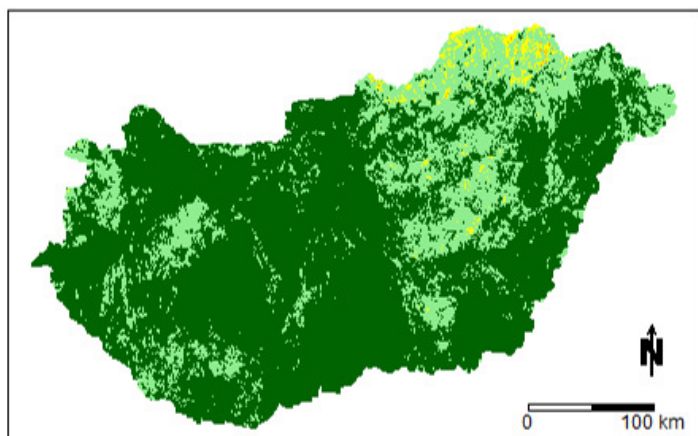
**Aladin 2021-2050**



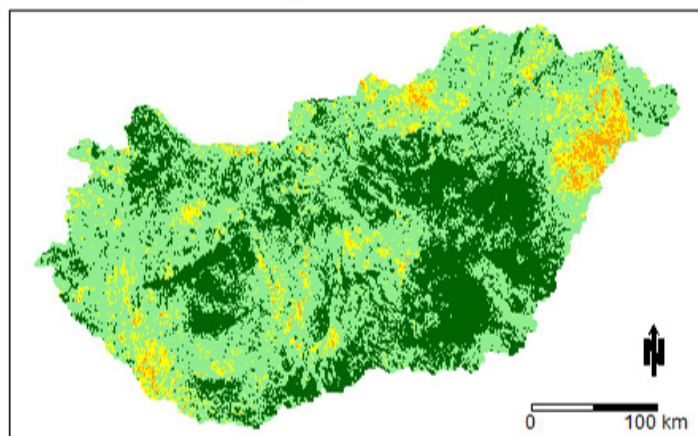
**RegCM 2021-2050**



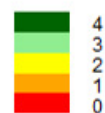
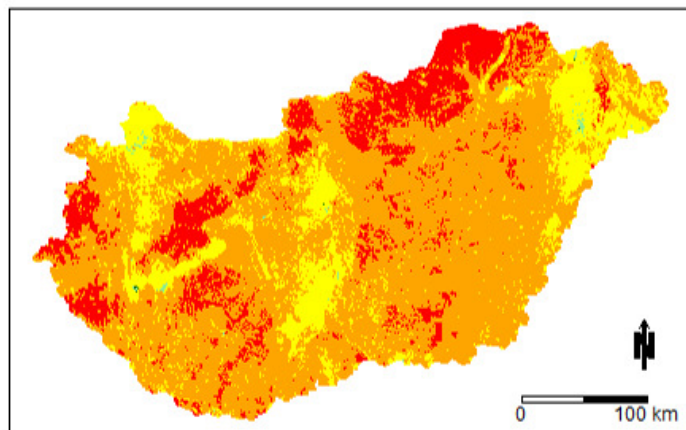
**Aladin 2071-2100**



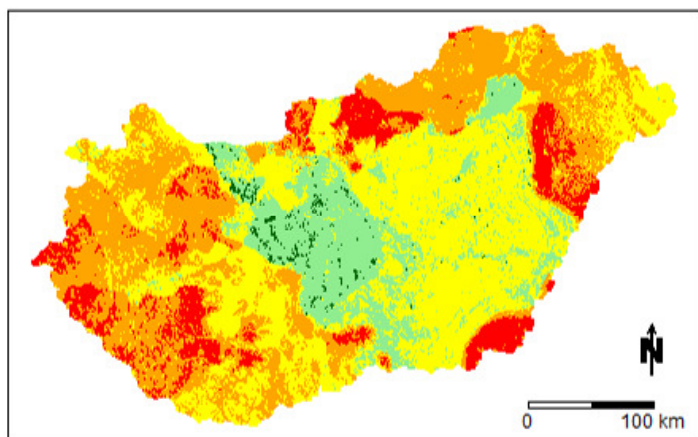
**RegCM 2071-2100**



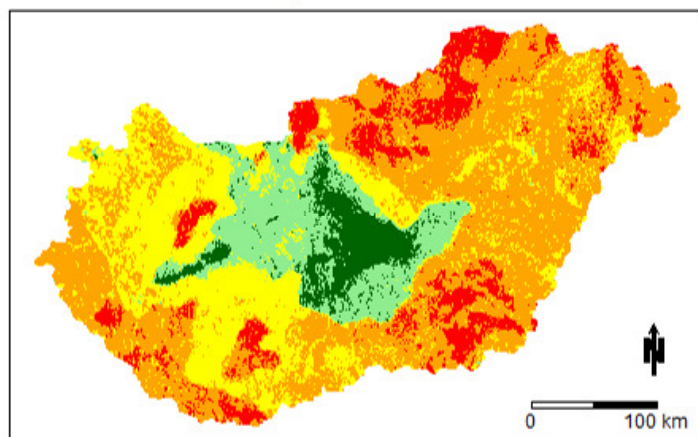
**B1b - Úszólápok, tőzeges nádasok és télisásosok  
1977-2006**



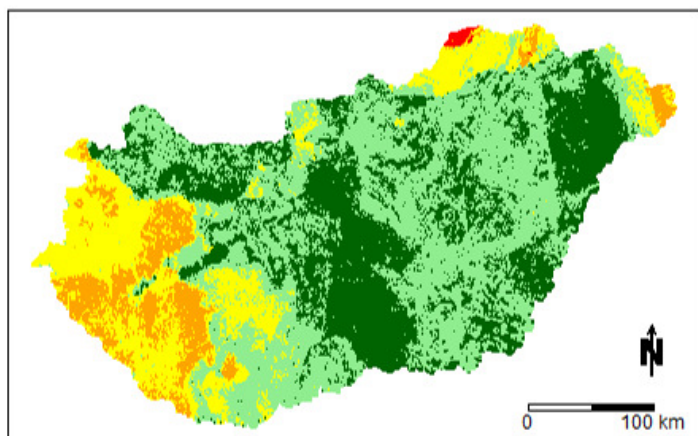
**Aladin 2021-2050**



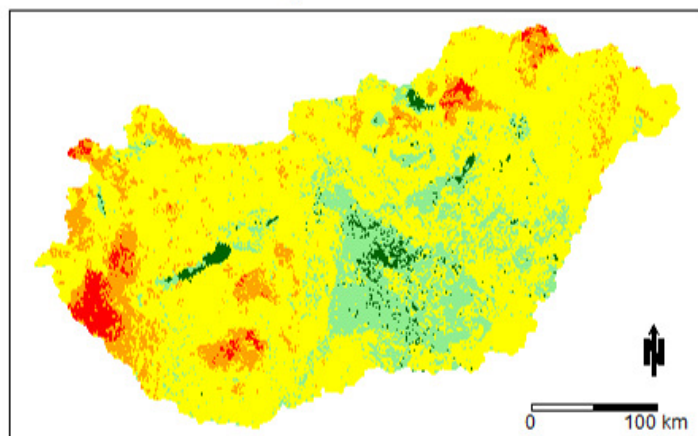
**RegCM 2021-2050**



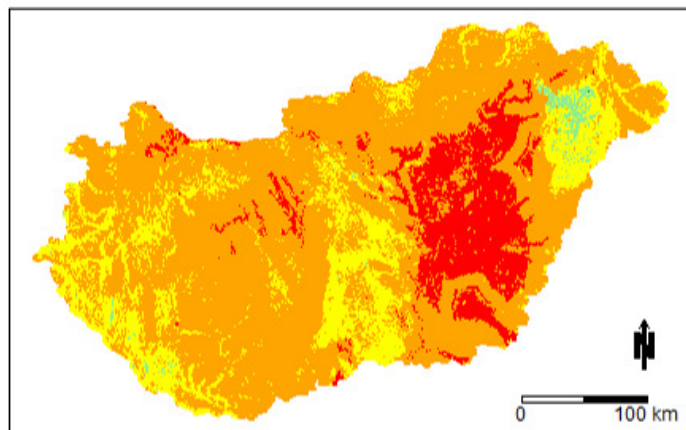
**Aladin 2071-2100**



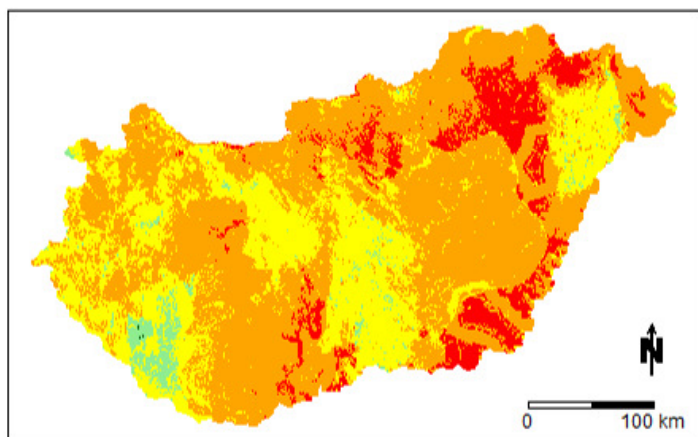
**RegCM 2071-2100**



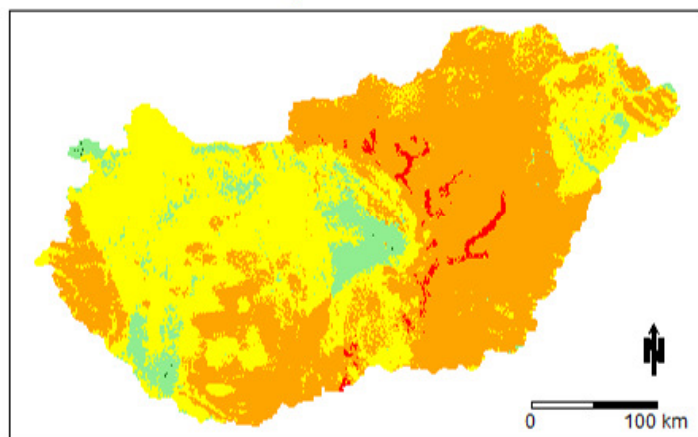
**B4 - Lápi zsombékosok, zsombék-semlyék komplexek  
1977-2006**



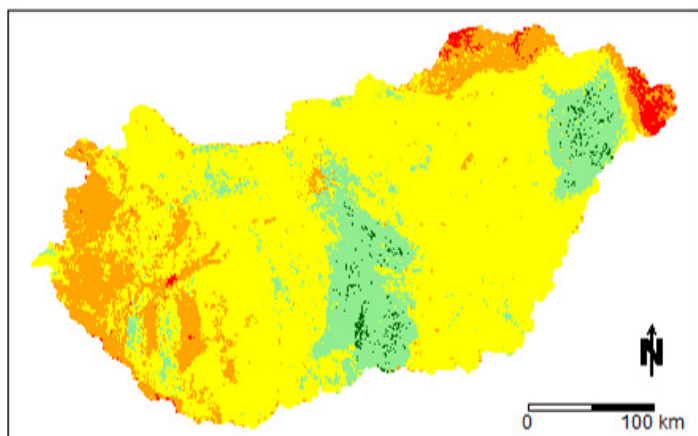
**Aladin 2021-2050**



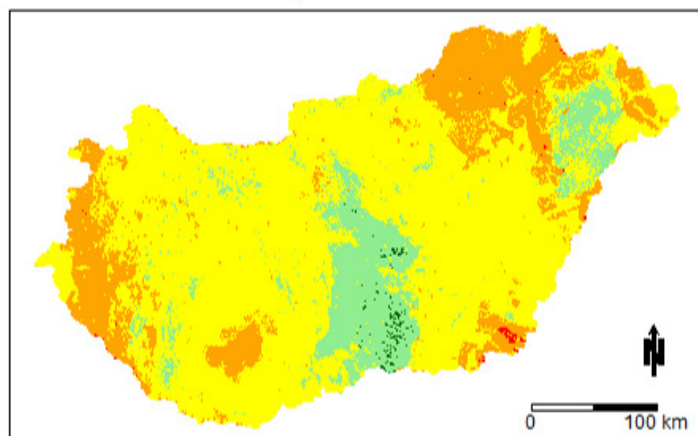
**RegCM 2021-2050**



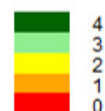
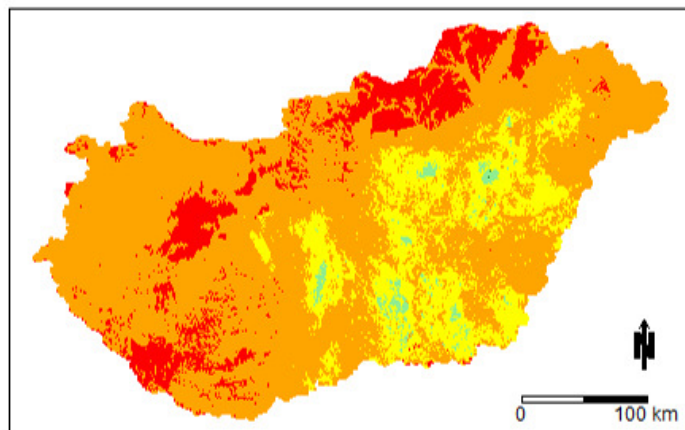
**Aladin 2071-2100**



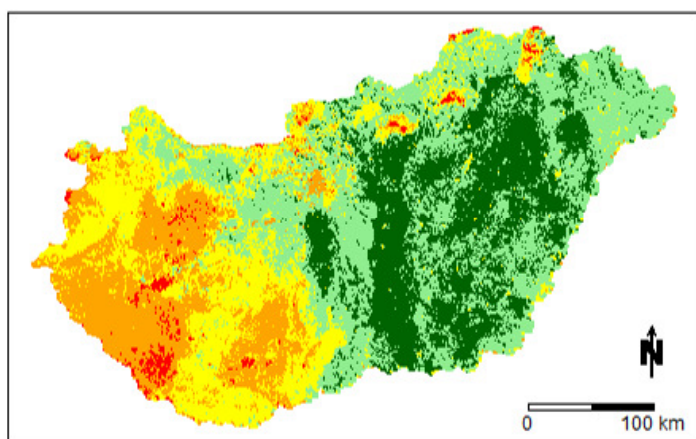
**RegCM 2071-2100**



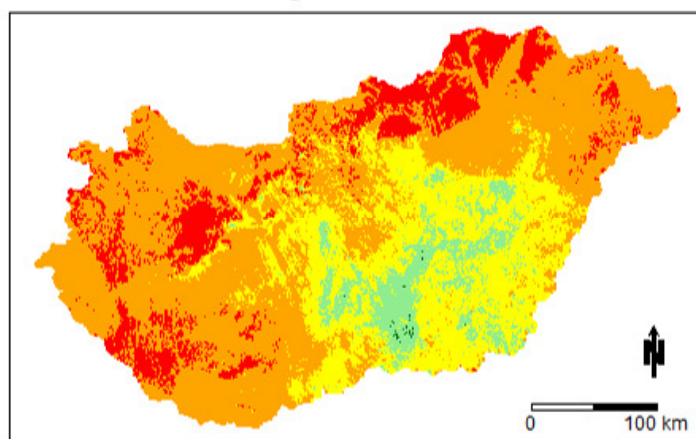
**B6 - Zsiókás, kötő kákás és nádas szikes vizű mocsarak  
1977-2006**



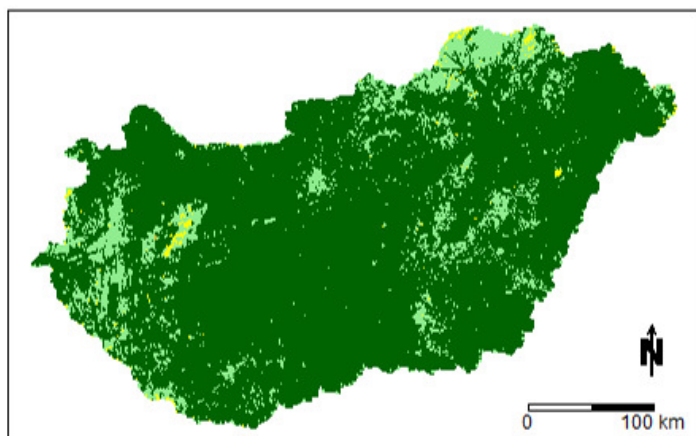
**Aladin 2021-2050**



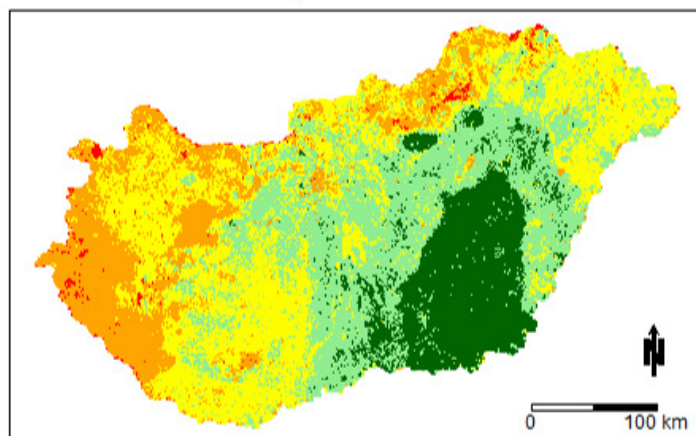
**RegCM 2021-2050**



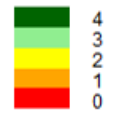
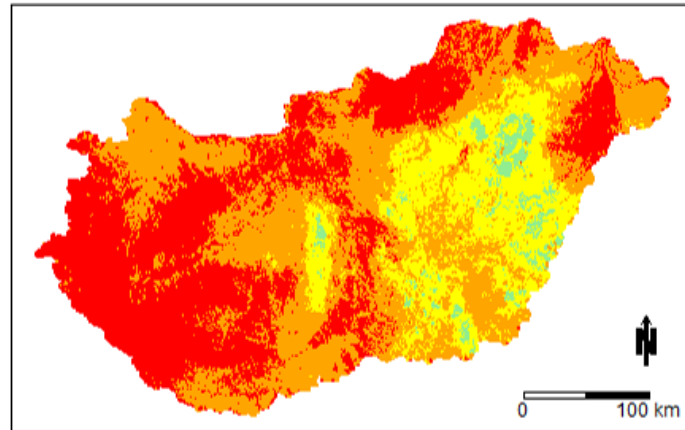
**Aladin 2071-2100**



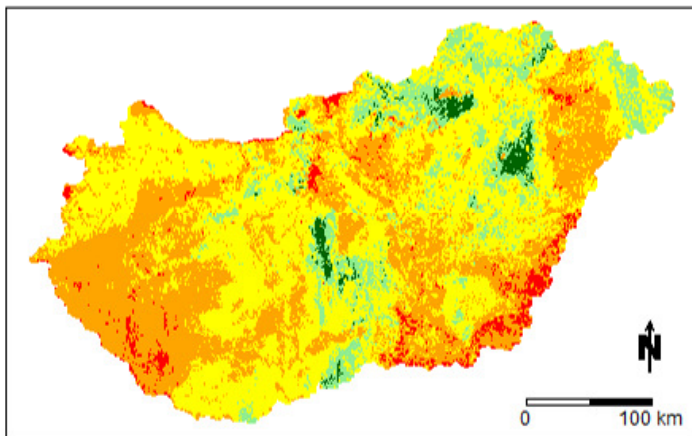
**RegCM 2071-2100**



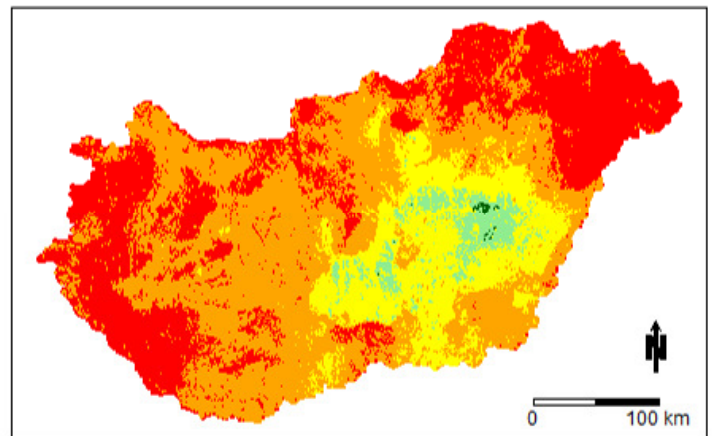
F1a - Ürmőpuszták  
1977-2006



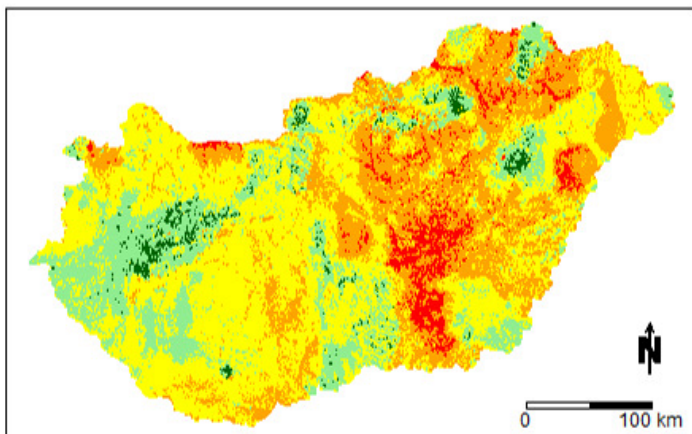
Aladin 2021-2050



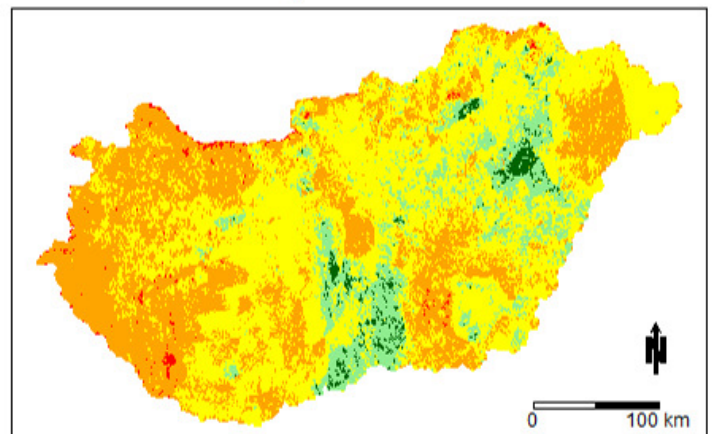
RegCM 2021-2050



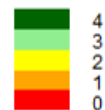
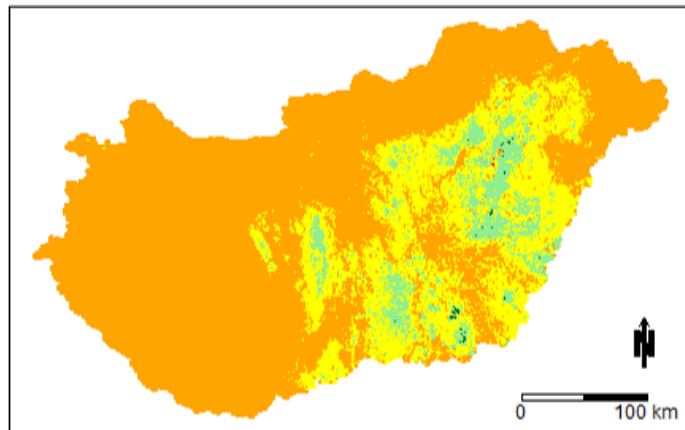
Aladin 2071-2100



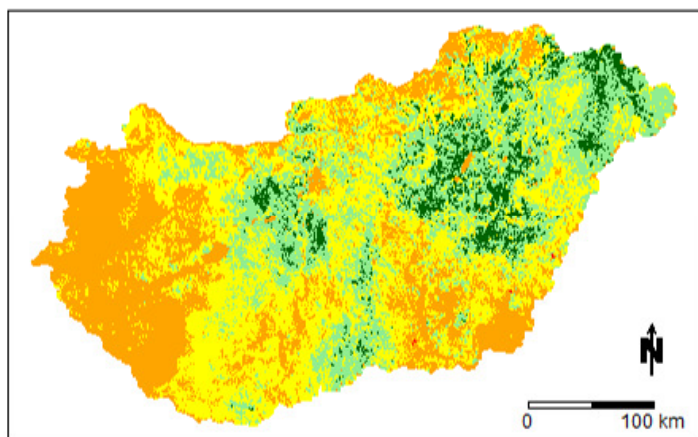
RegCM 2071-2100



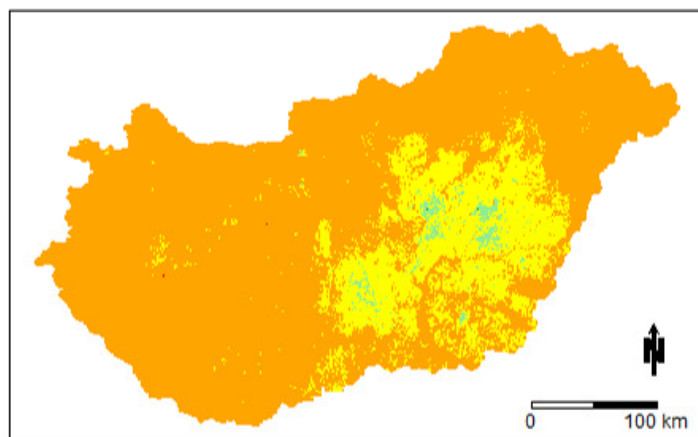
F2 - Szikes rétek  
1977-2006



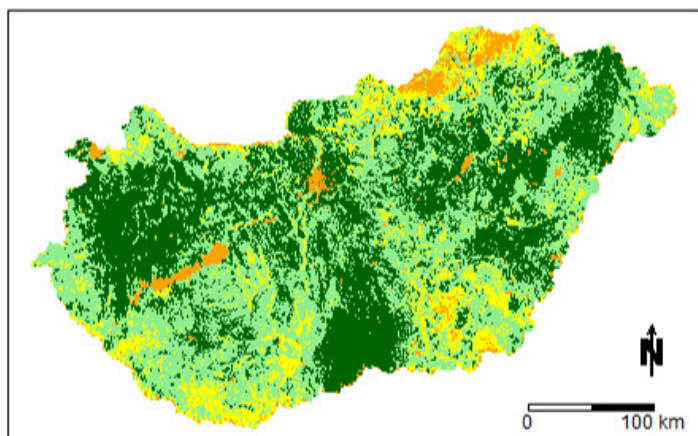
Aladin 2021-2050



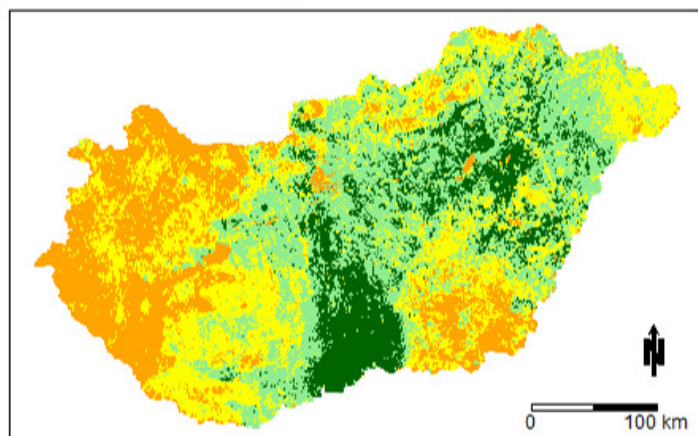
RegCM 2021-2050



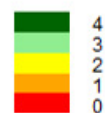
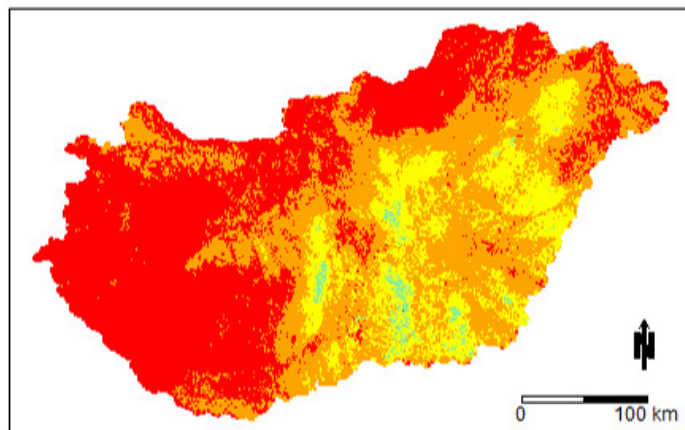
Aladin 2071-2100



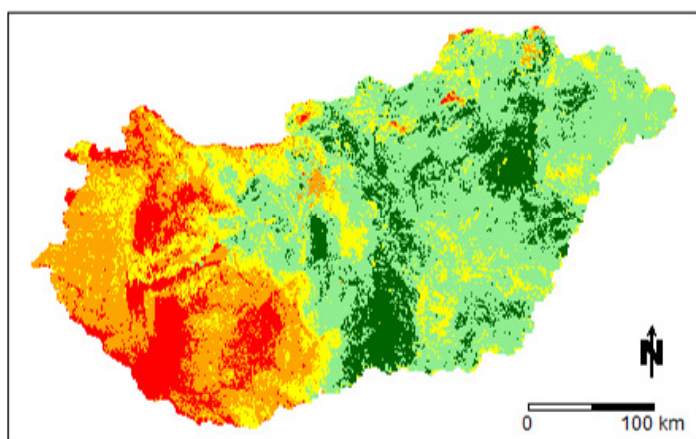
RegCM 2071-2100



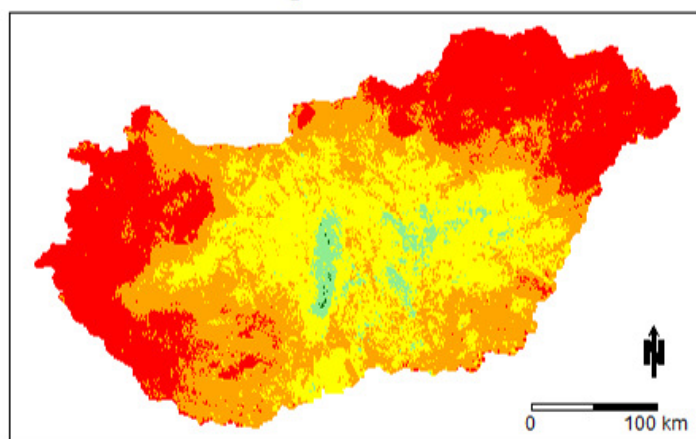
F4 - Üde mézpázsitos szikfokok  
1977-2006



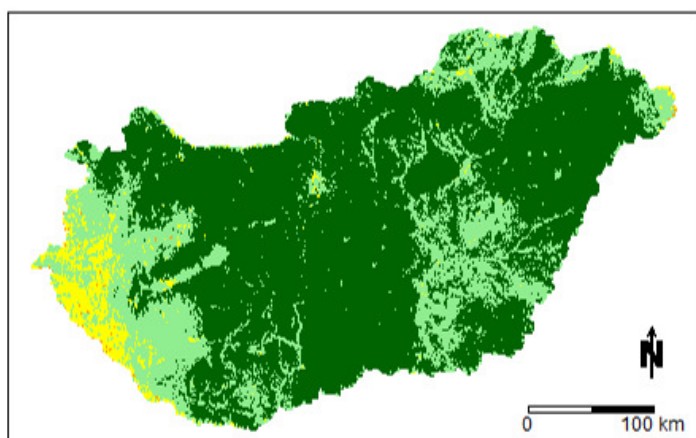
Aladin 2021-2050



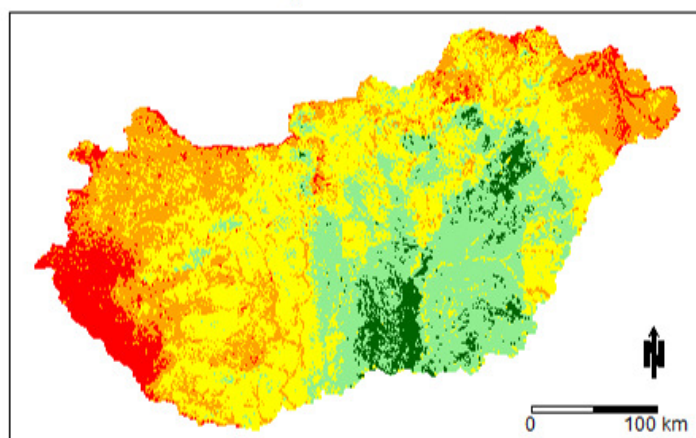
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100

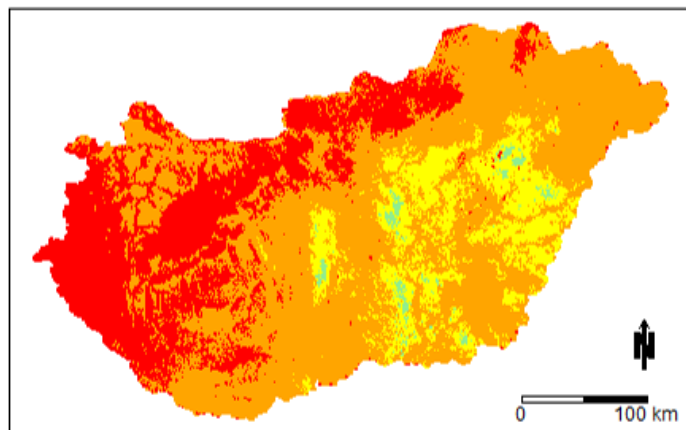


RegCM 2071-2100

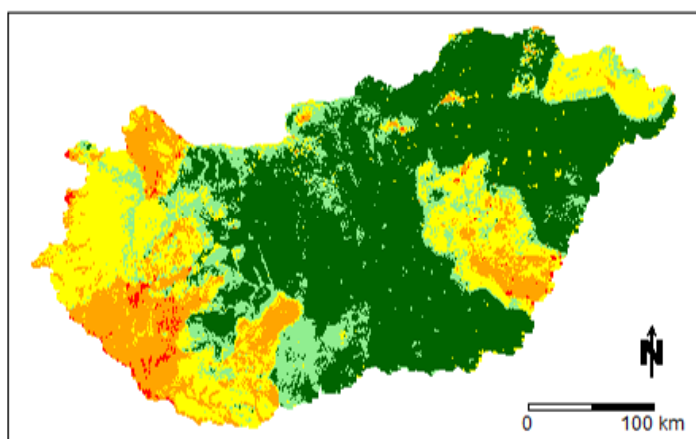




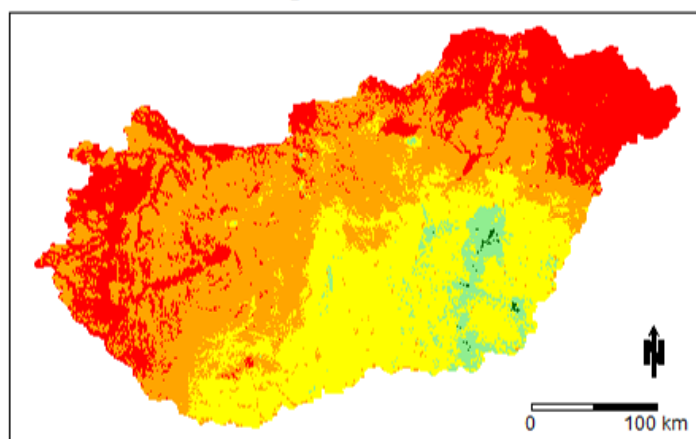
F5 - Padkás szikések, szikes tavak iszap- és vakszik növényzete  
1977-2006



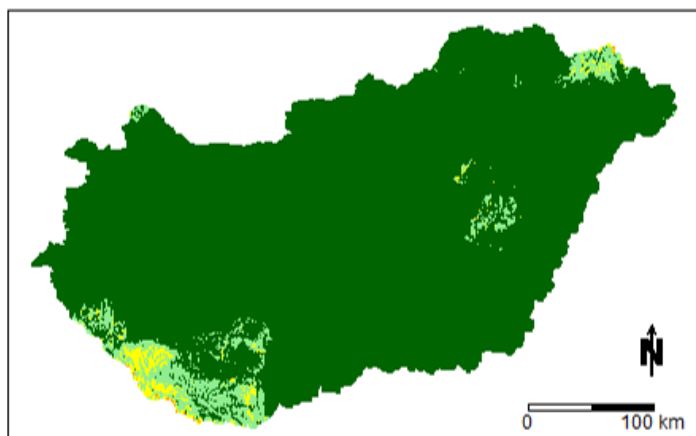
Aladin 2021-2050



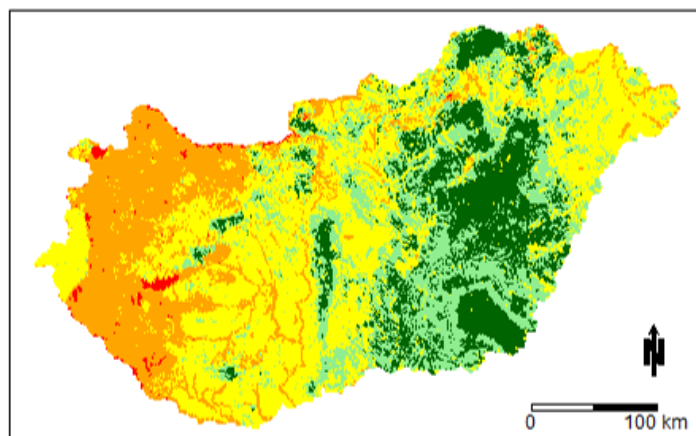
RegCM 2021-2050



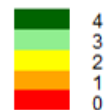
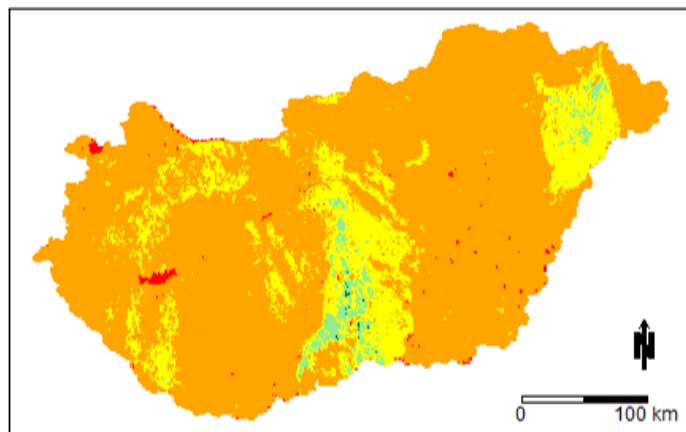
Aladin 2071-2100



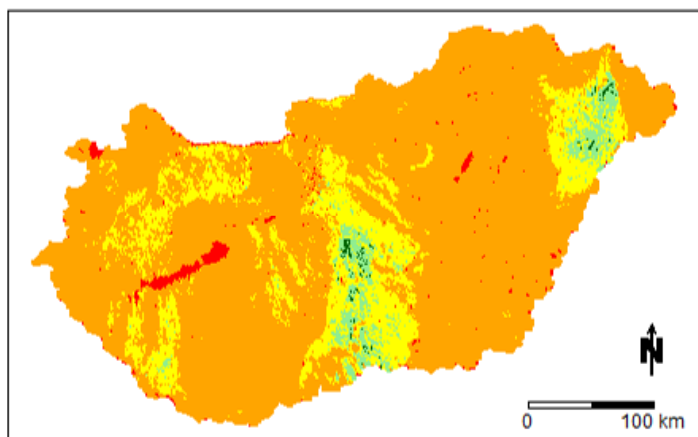
RegCM 2071-2100



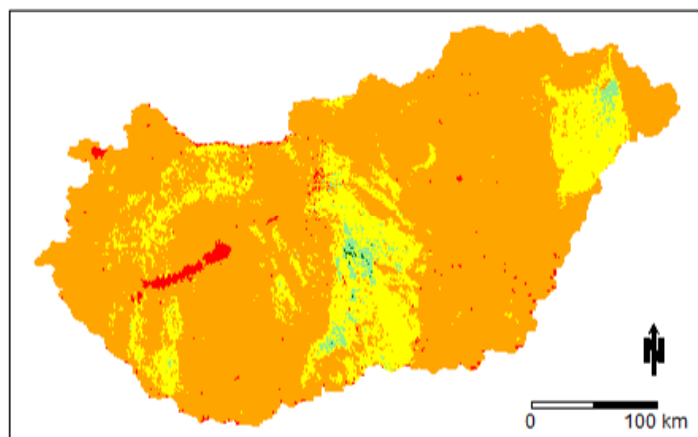
**G1 - Nyílt homokpusztagepek  
1977-2006**



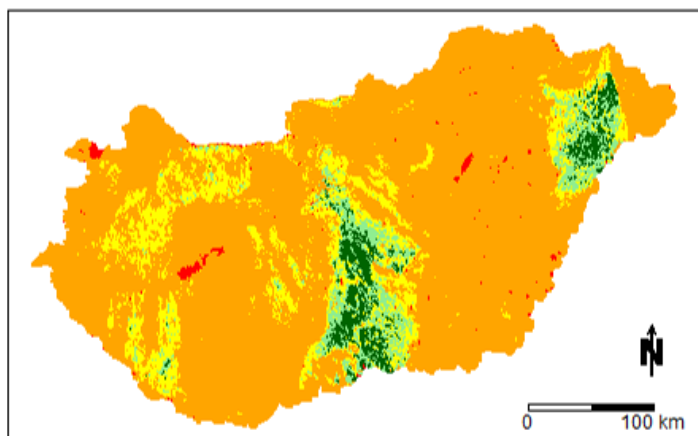
**Aladin 2021-2050**



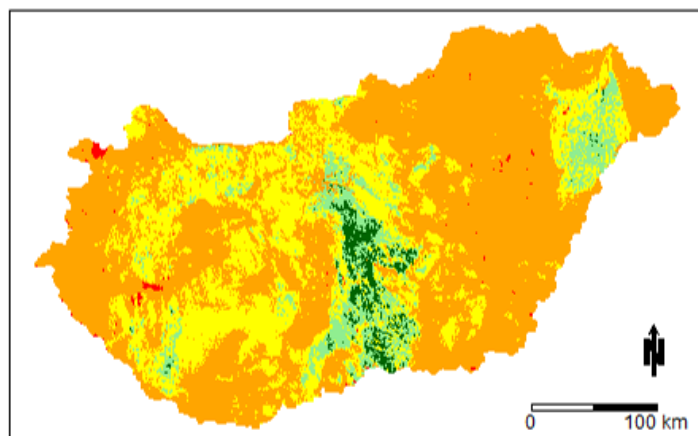
**RegCM 2021-2050**



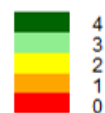
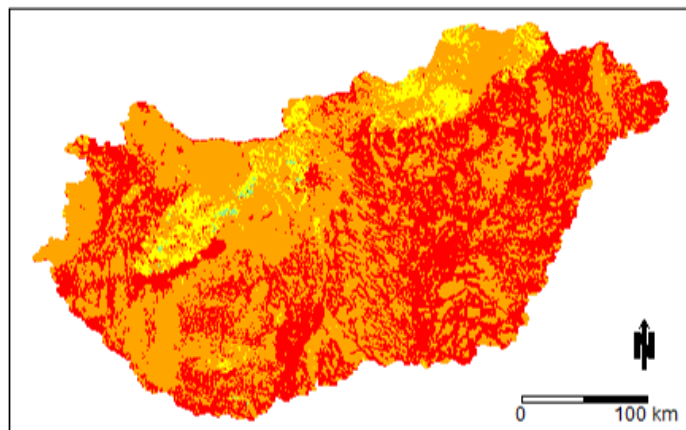
**Aladin 2071-2100**



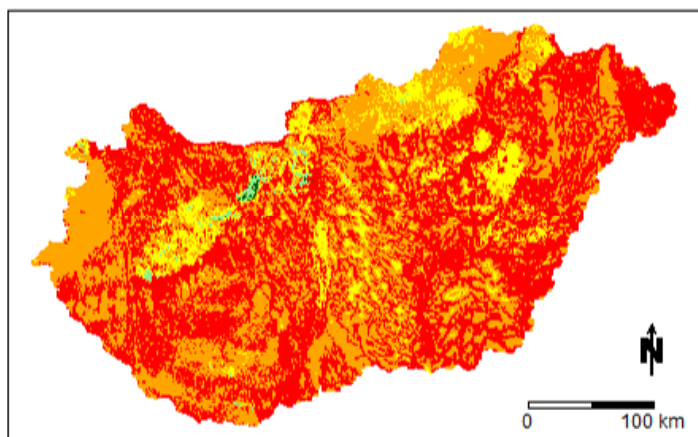
**RegCM 2071-2100**



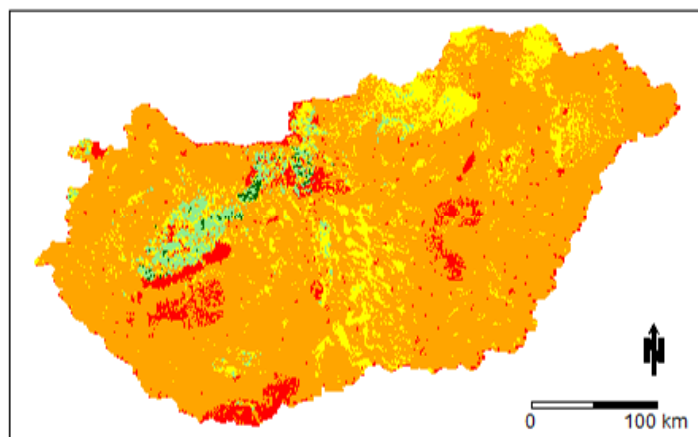
G2 - Mészkedvelő nyílt sziklagyepek  
1977-2006



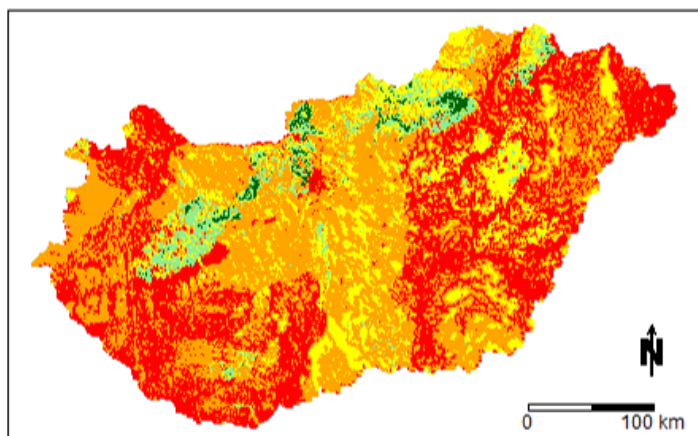
Aladin 2021-2050



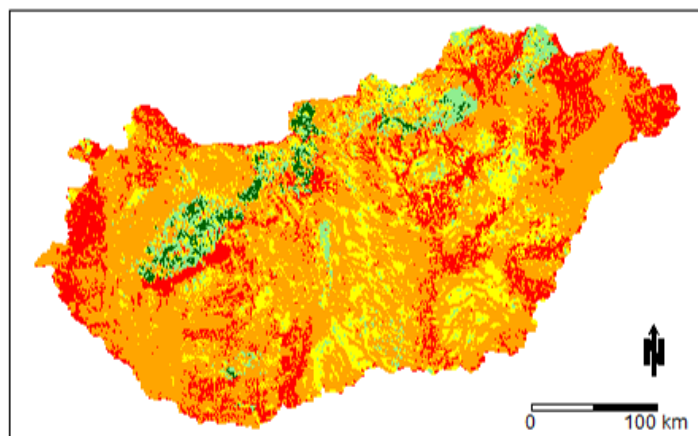
RegCM 2021-2050



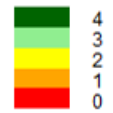
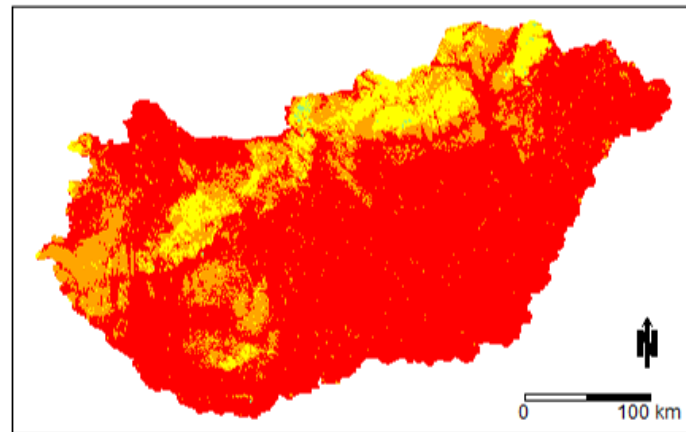
Aladin 2071-2100



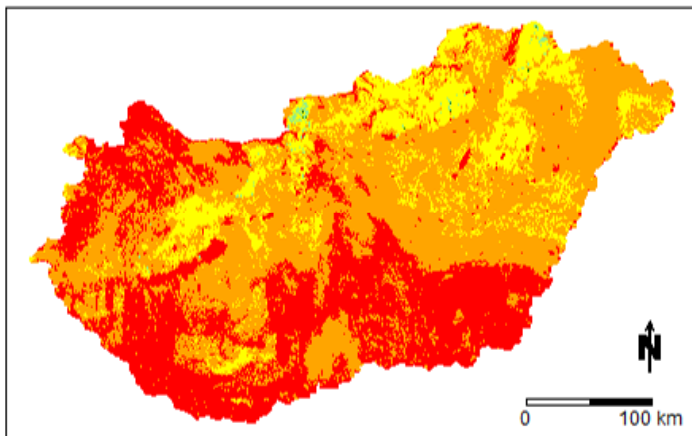
RegCM 2071-2100



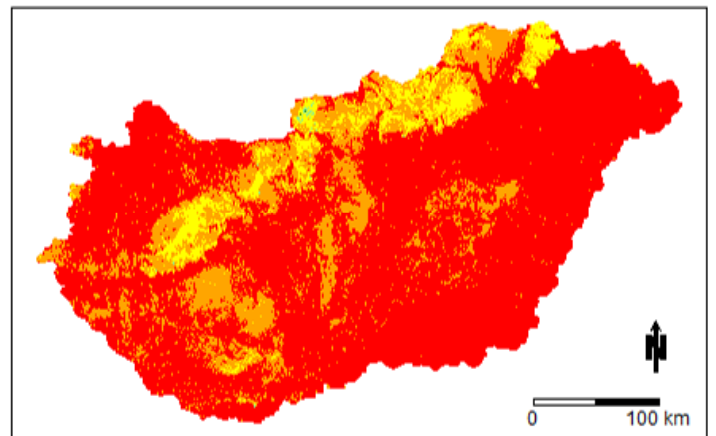
**G3 - Nyílt szilikátsziliklagyepek és törmelékletők  
1977-2006**



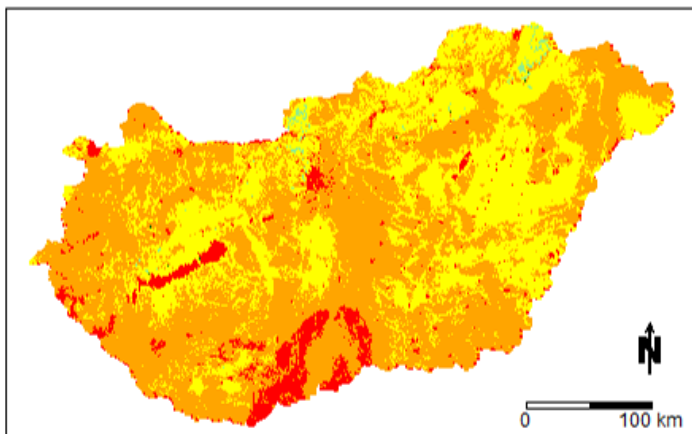
**Aladin 2021-2050**



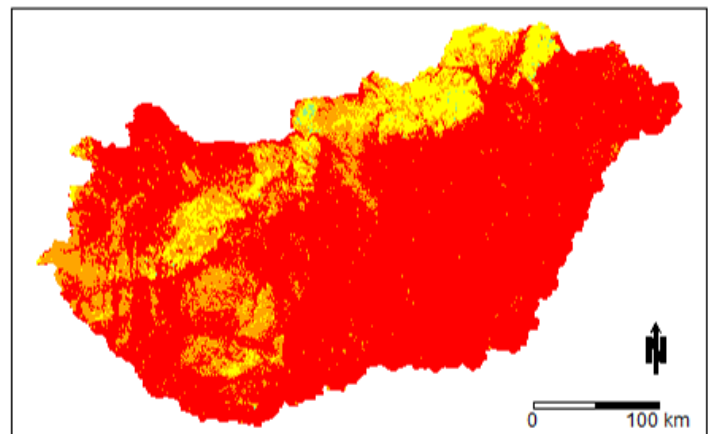
**RegCM 2021-2050**



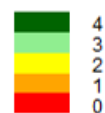
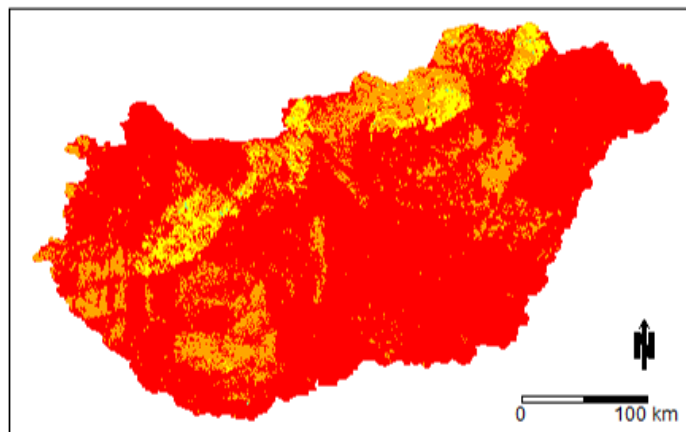
**Aladin 2071-2100**



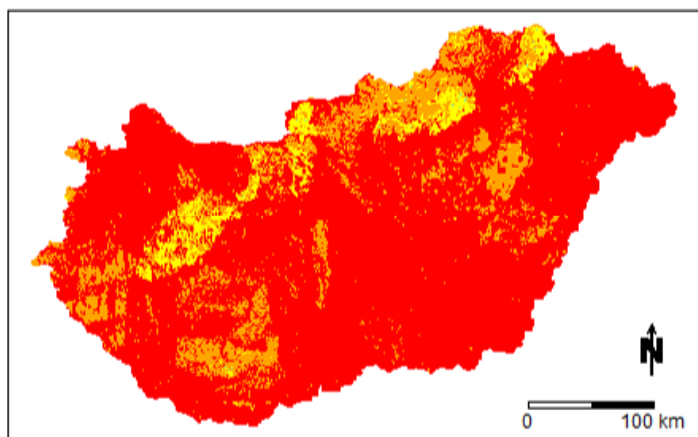
**RegCM 2071-2100**



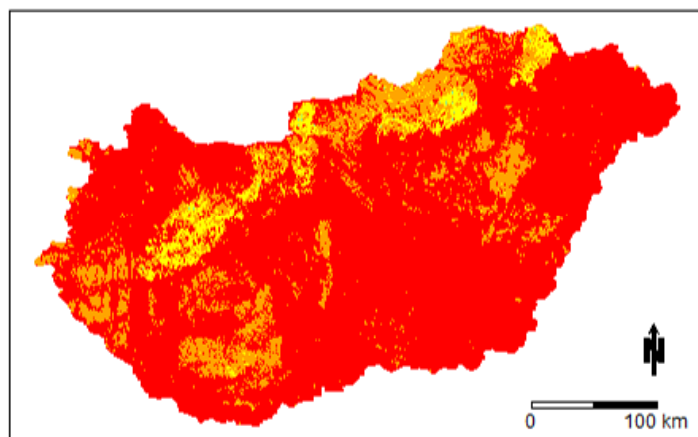
H1 - Zárt sziklagyepek  
1977-2006



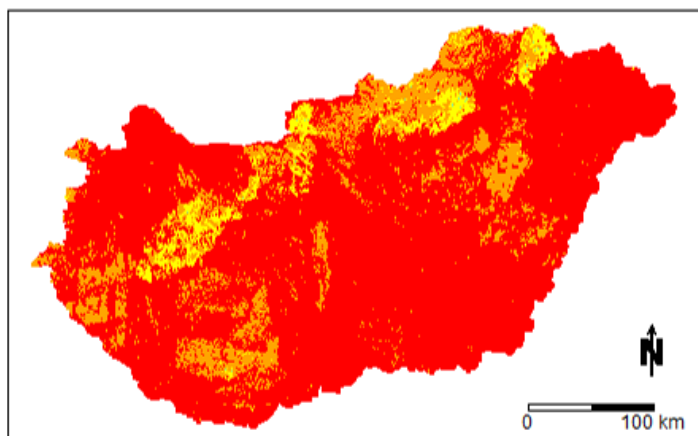
Aladin 2021-2050



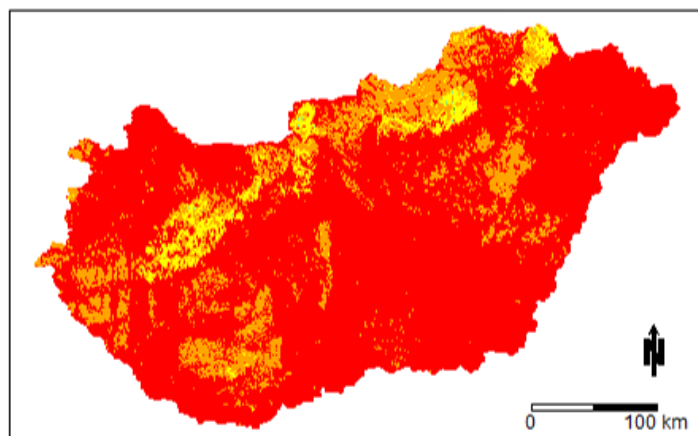
RegCM 2021-2050



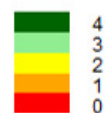
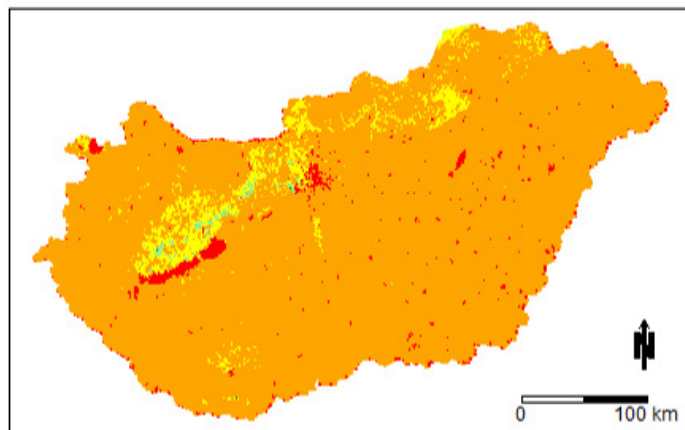
Aladin 2071-2100



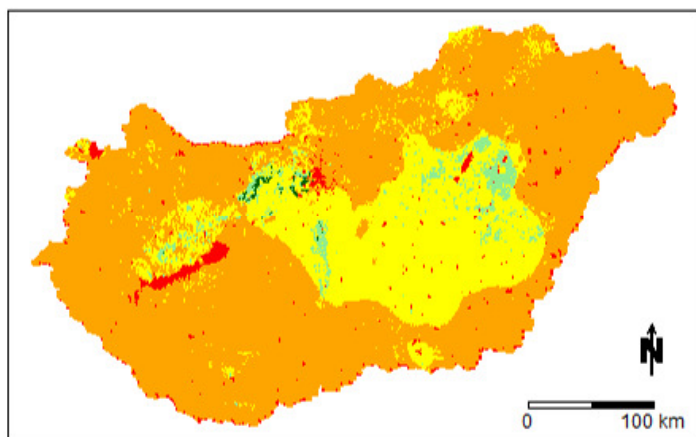
RegCM 2071-2100



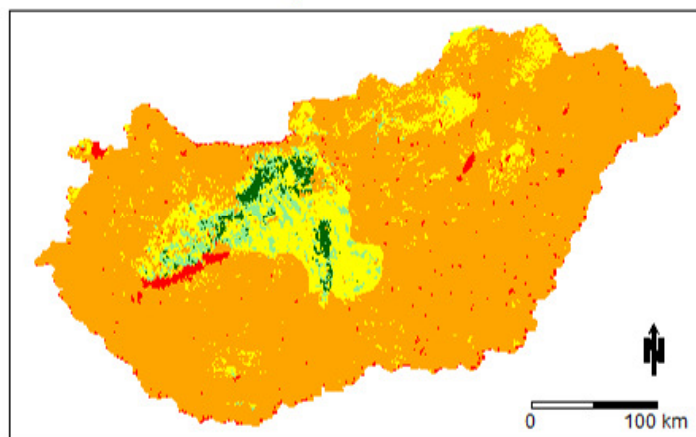
H2 - Felnyíló, mészkedvelő lejtő- és törmelékgyepek  
1977-2006



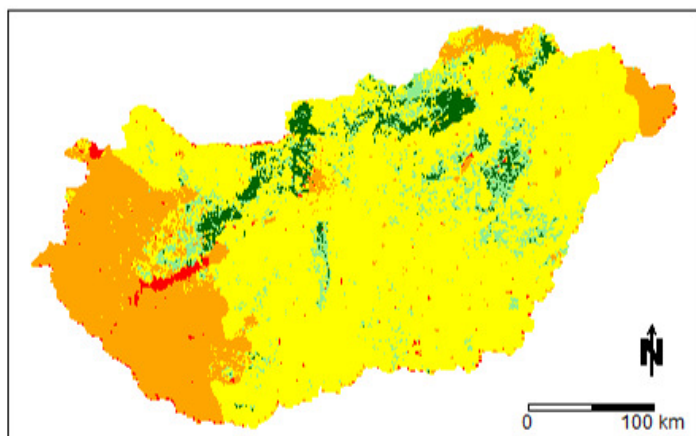
Aladin 2021-2050



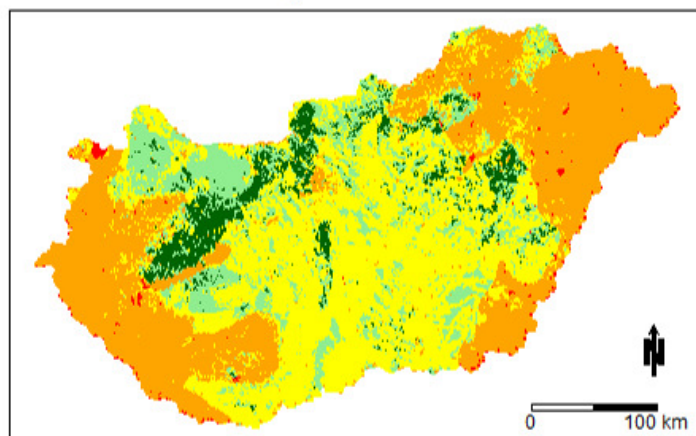
RegCM 2021-2050



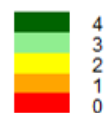
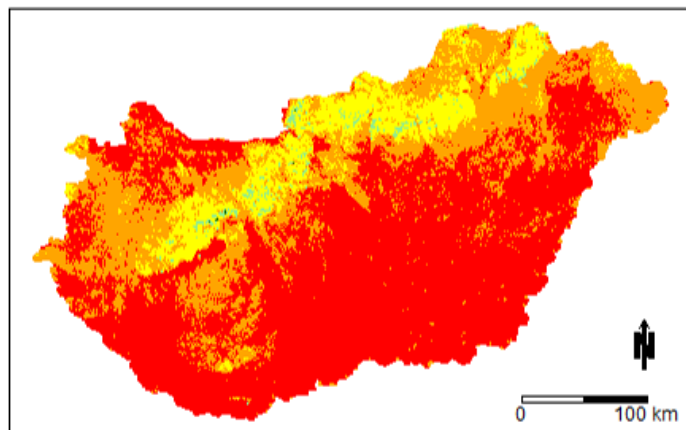
Aladin 2071-2100



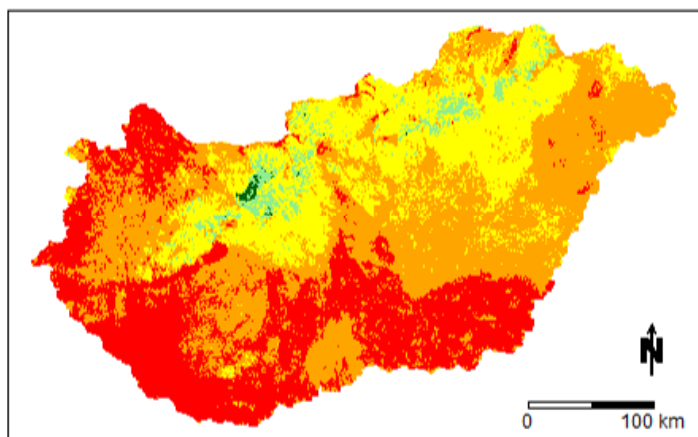
RegCM 2071-2100



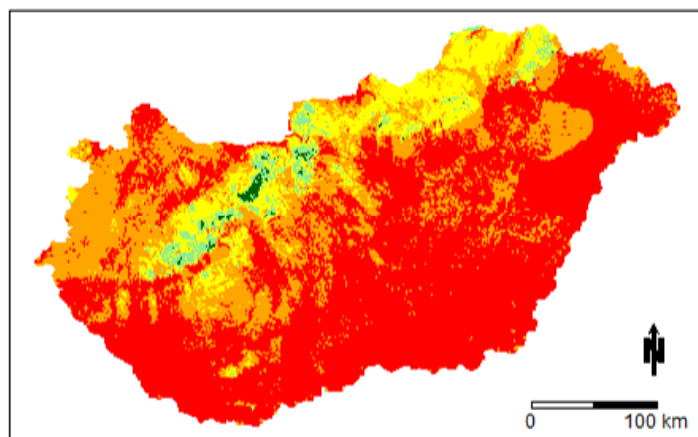
H3a - Köves talajú lejtőszyepek  
1977-2006



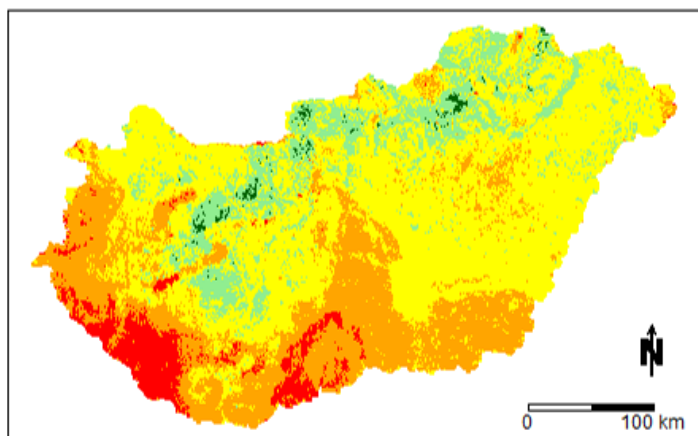
Aladin 2021-2050



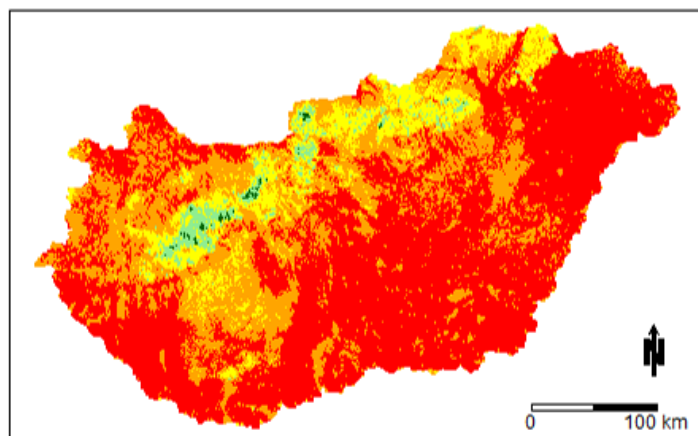
RegCM 2021-2050



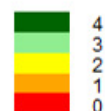
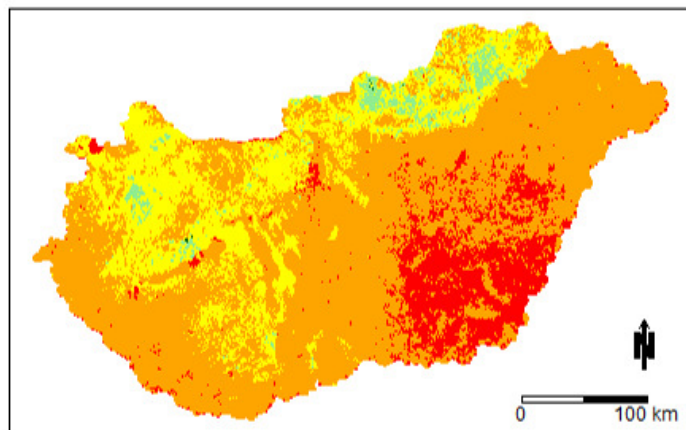
Aladin 2071-2100



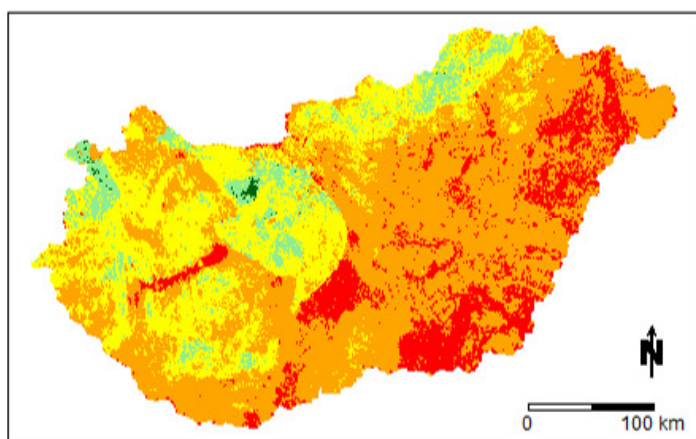
RegCM 2071-2100



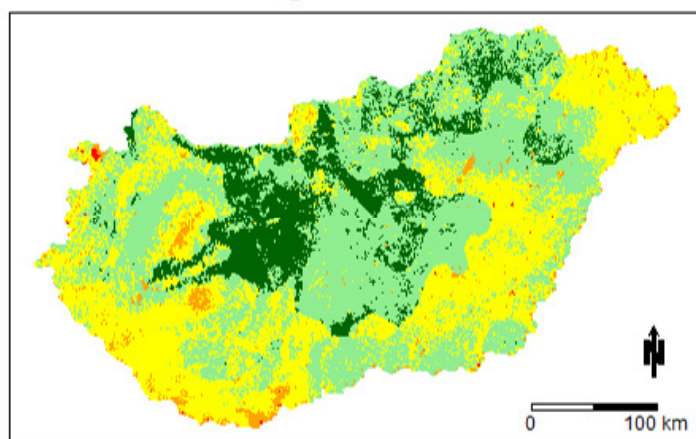
H4 - Erdősztyeprétek, félszáraz irtásrétek, száraz magaskőrösök  
1977-2006



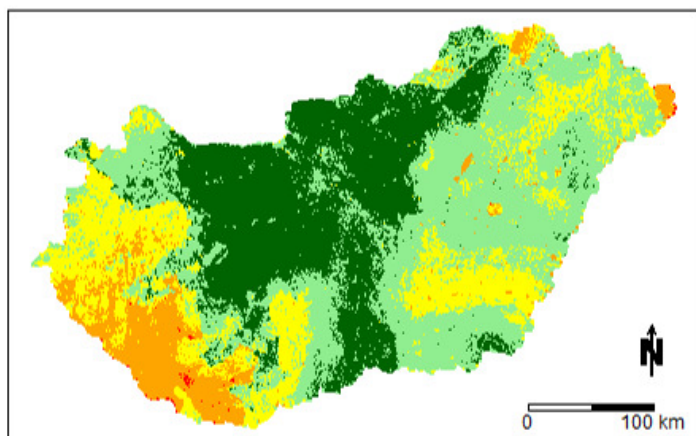
Aladin 2021-2050



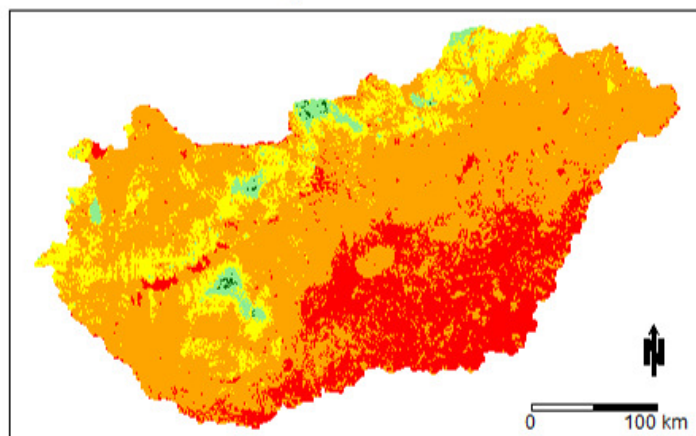
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100

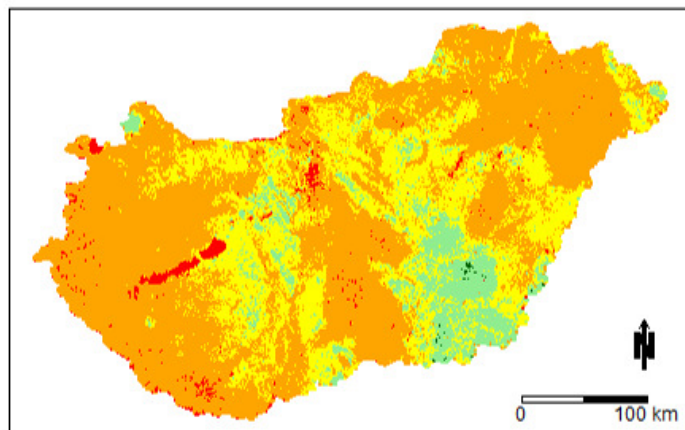


RegCM 2071-2100

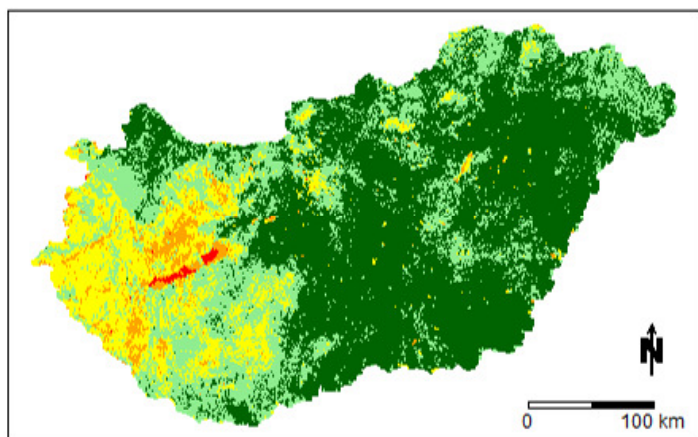




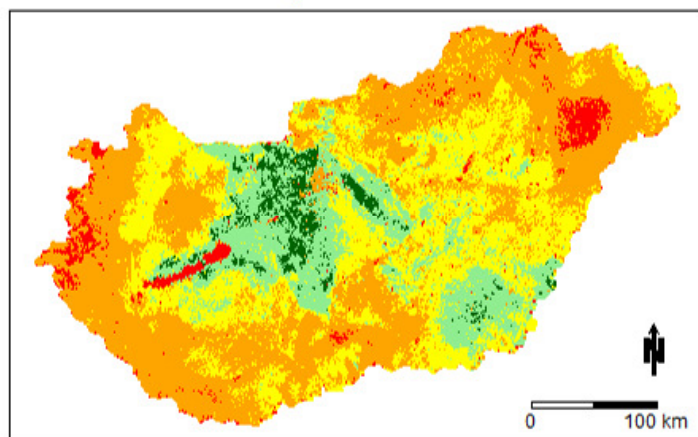
H5a - Lössgyepek, kötött talajú sztyeprétek  
1977-2006



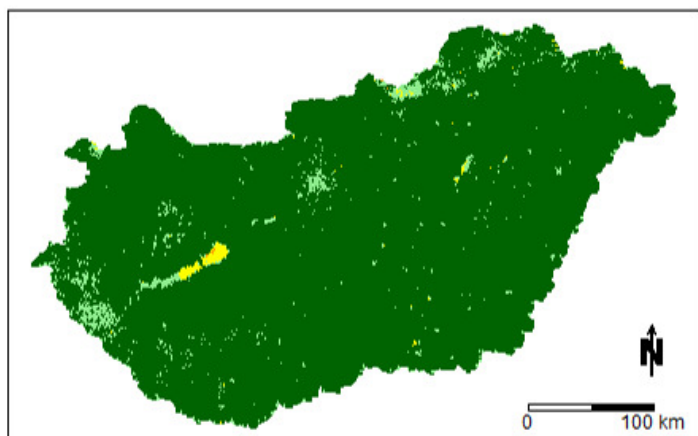
Aladin 2021-2050



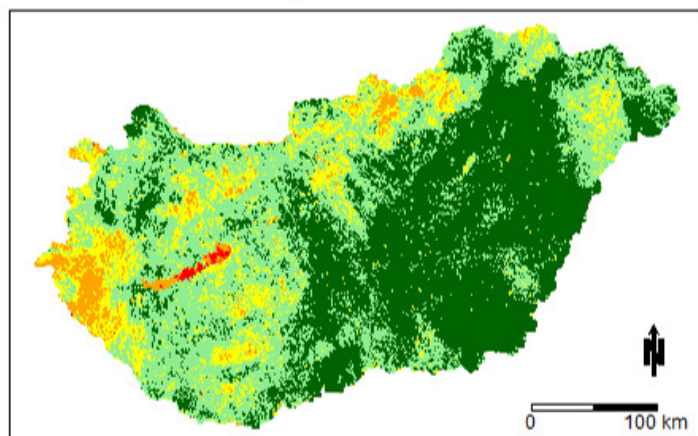
RegCM 2021-2050



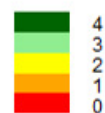
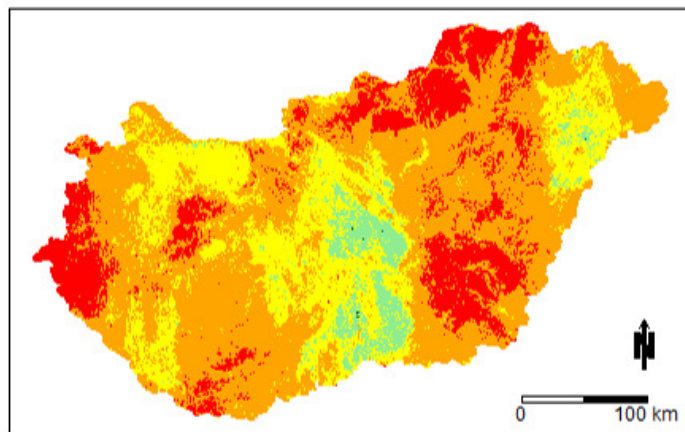
Aladin 2071-2100



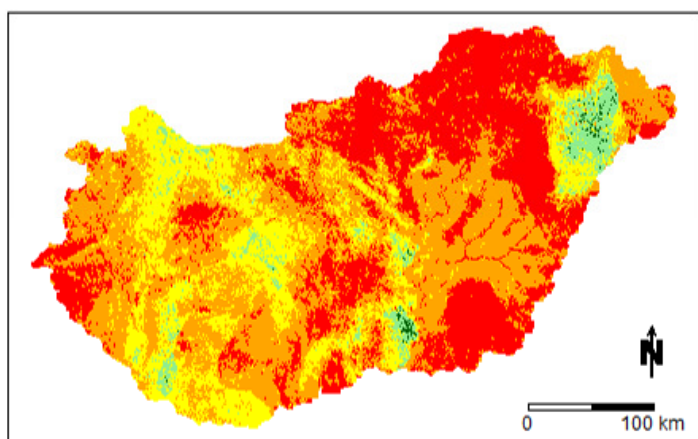
RegCM 2071-2100



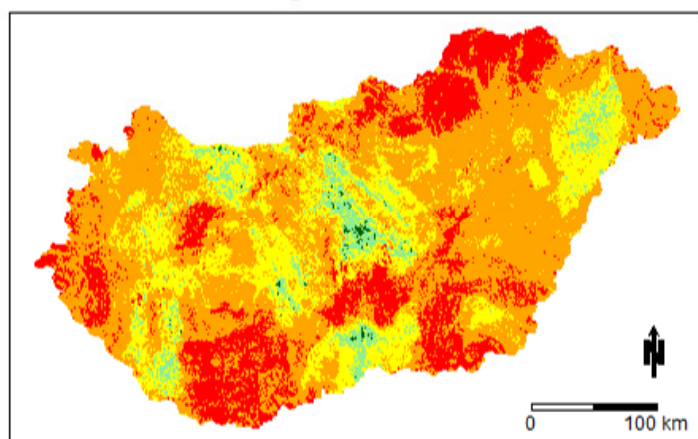
H5b - Homoki sztyeprétek  
1977-2006



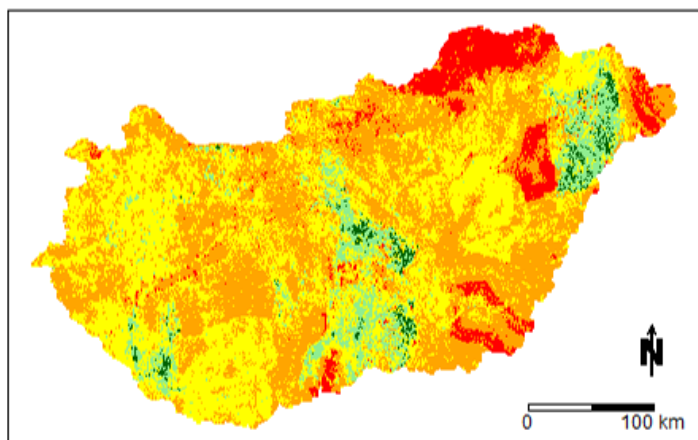
Aladin 2021-2050



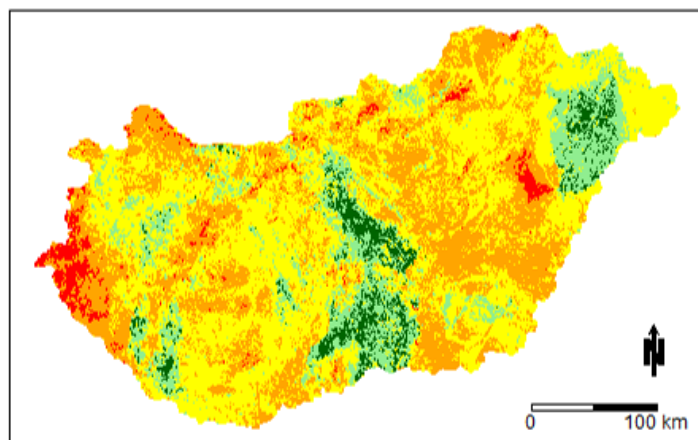
RegCM 2021-2050



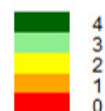
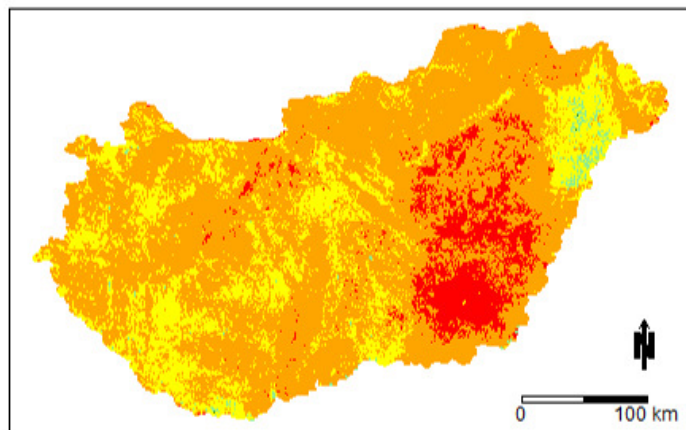
Aladin 2071-2100



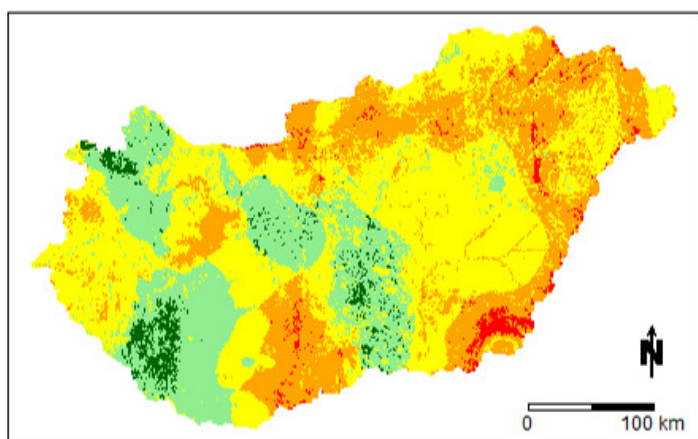
RegCM 2071-2100



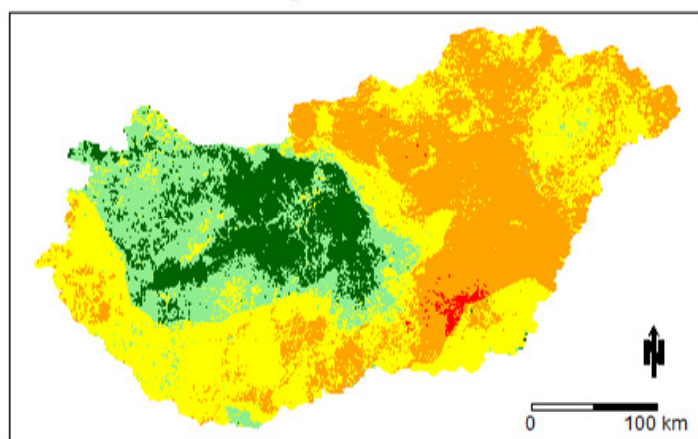
J1a - Fűzlápok  
1977-2006



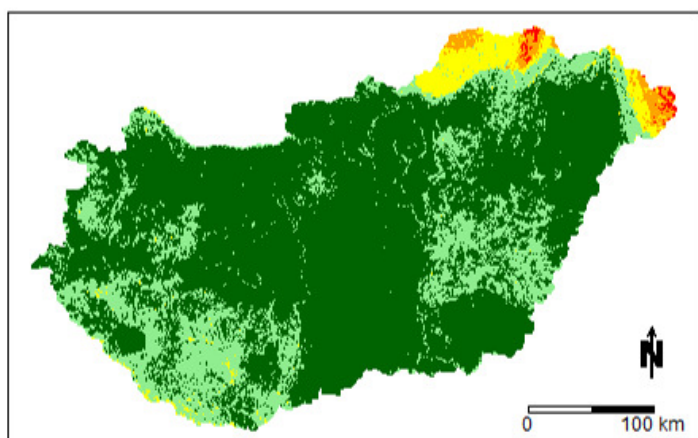
Aladin 2021-2050



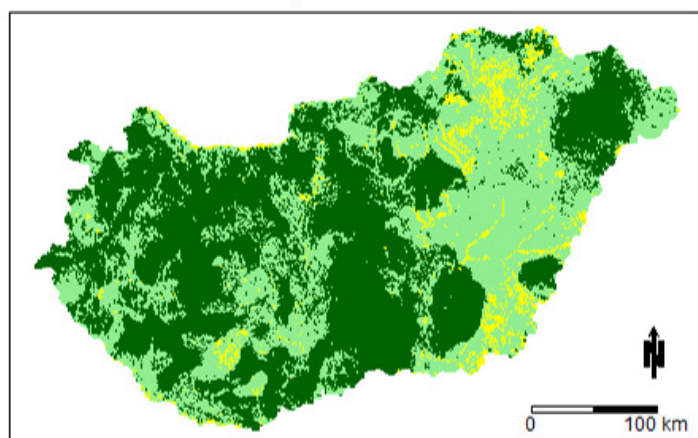
RegCM 2021-2050



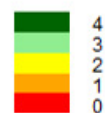
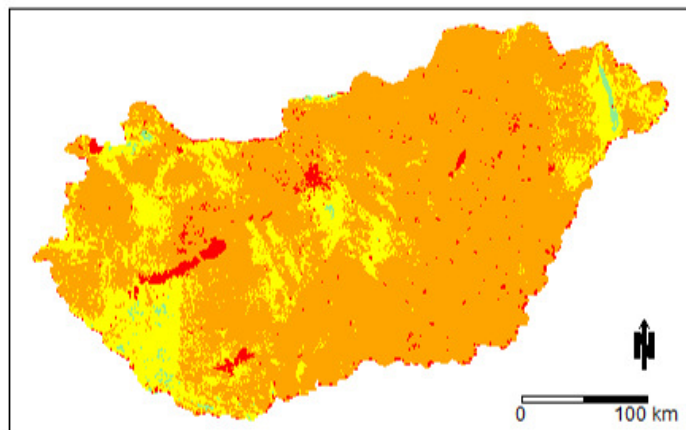
Aladin 2071-2100



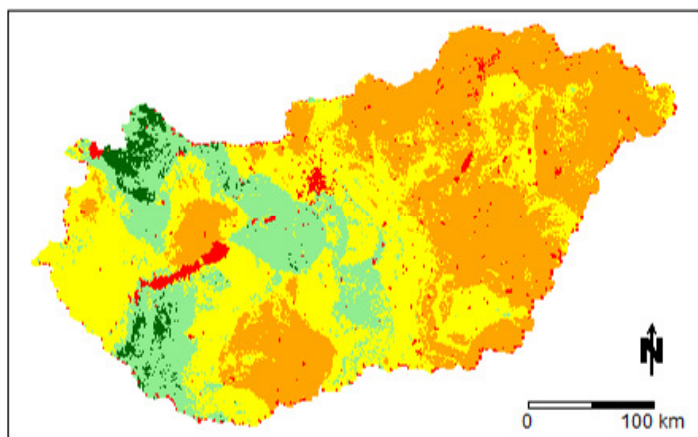
RegCM 2071-2100



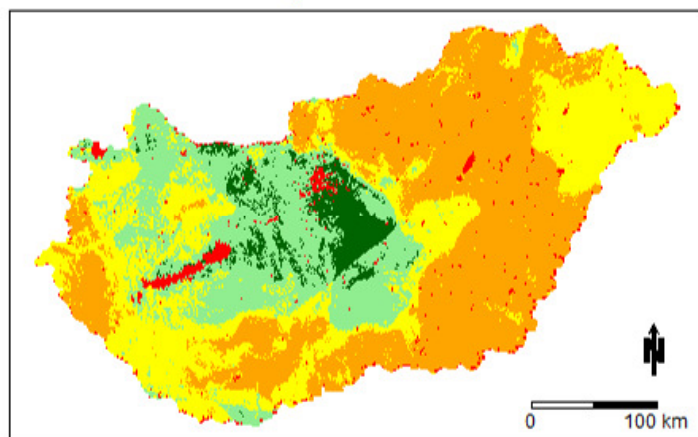
J2 - Láp- és mocsárerdők  
1977-2006



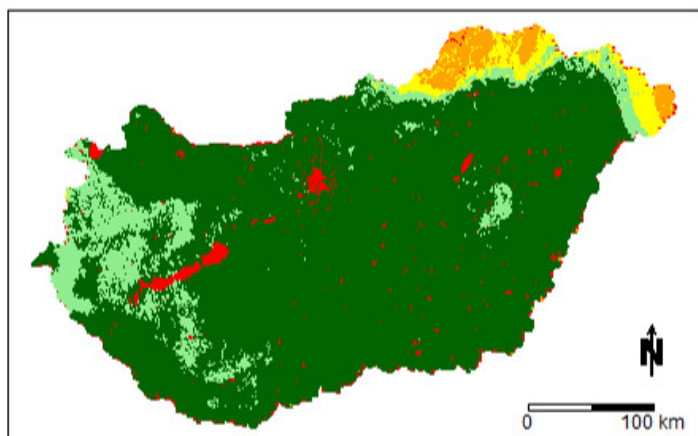
Aladin 2021-2050



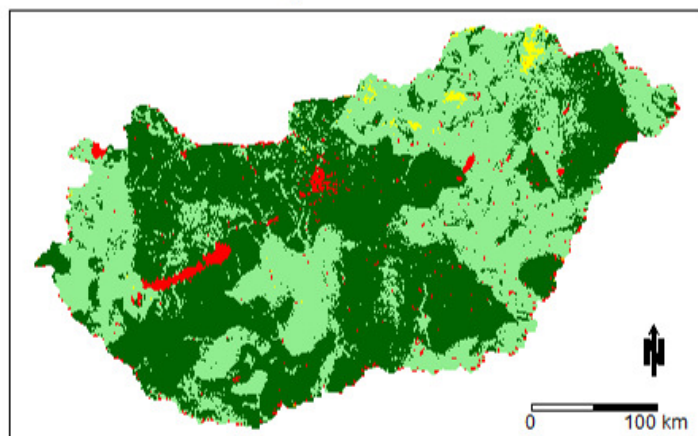
RegCM 2021-2050



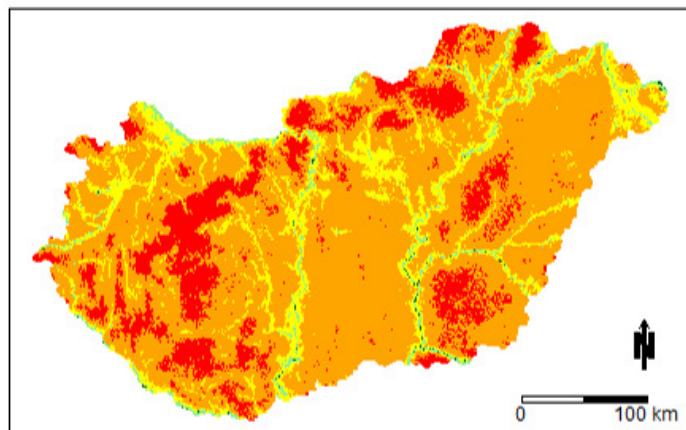
Aladin 2071-2100



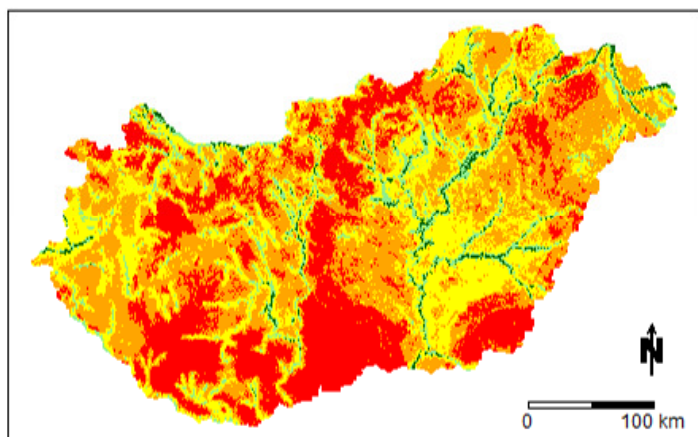
RegCM 2071-2100



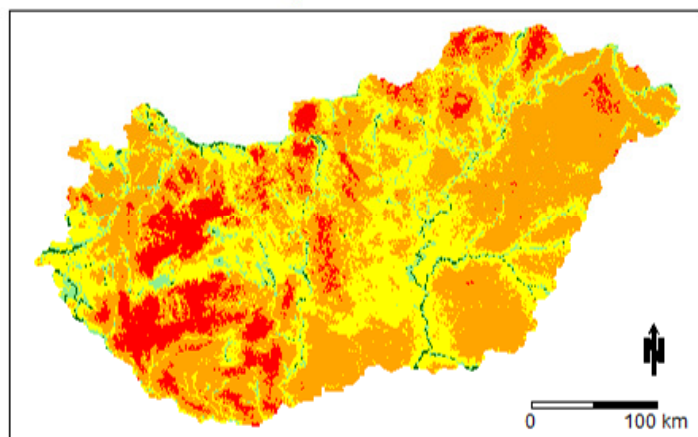
J3\_J4 - Folyómenti bokorfüzesek és fűz-nyár ártéri erdők  
1977-2006



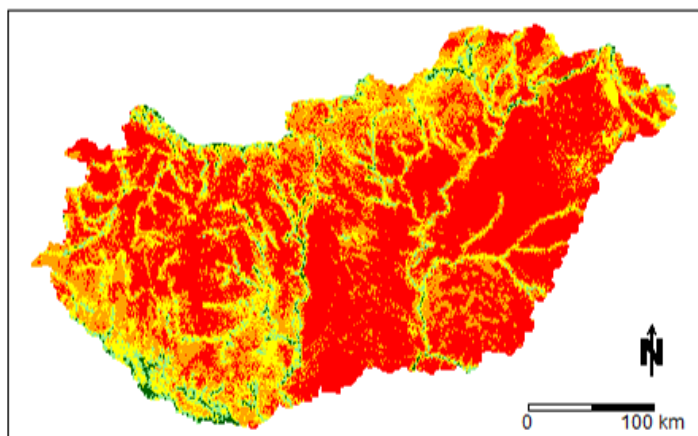
Aladin 2021-2050



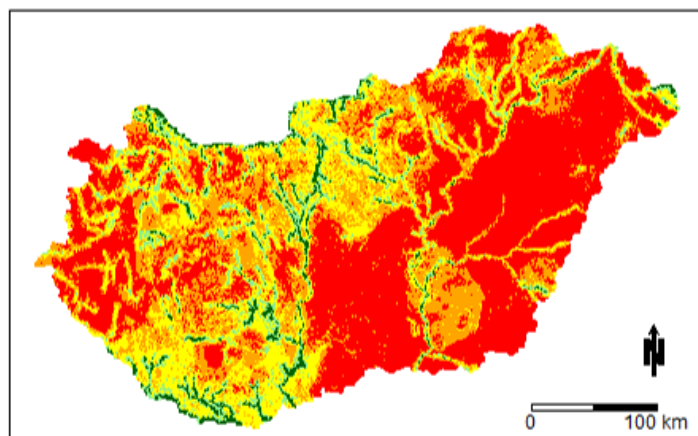
RegCM 2021-2050



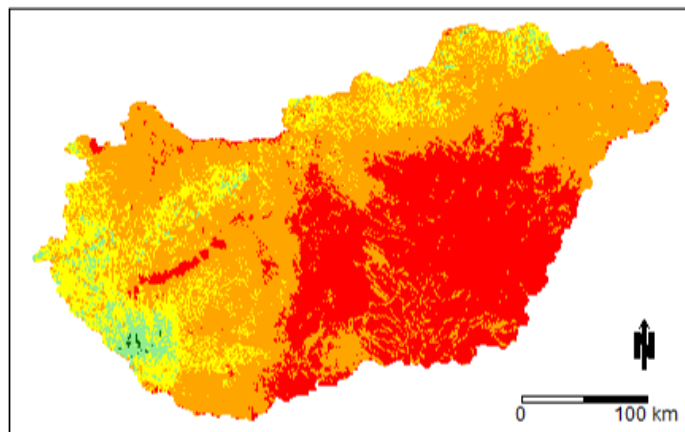
Aladin 2071-2100



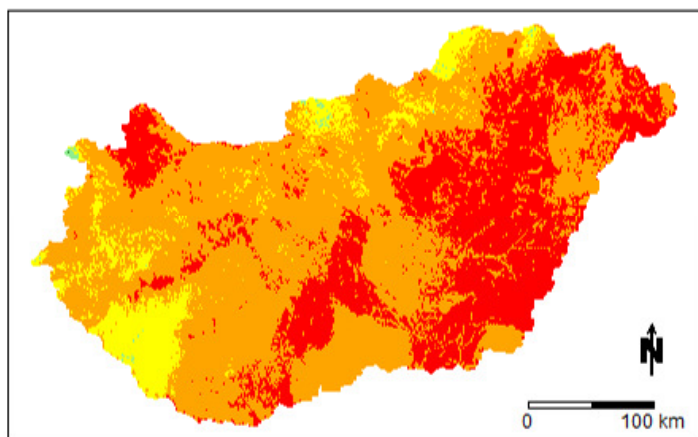
RegCM 2071-2100



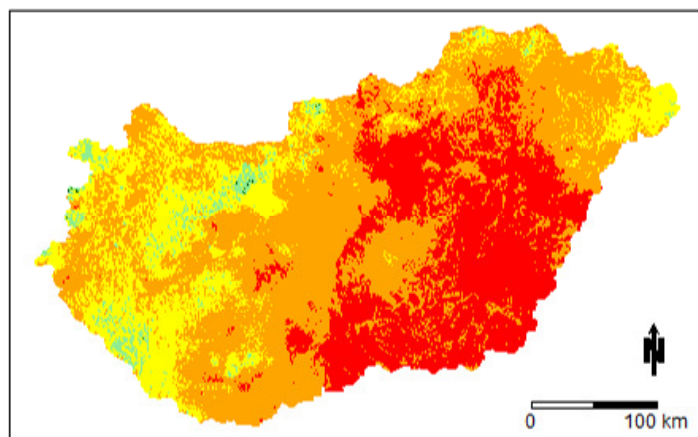
**J5 - Égerligetek**  
1977-2006



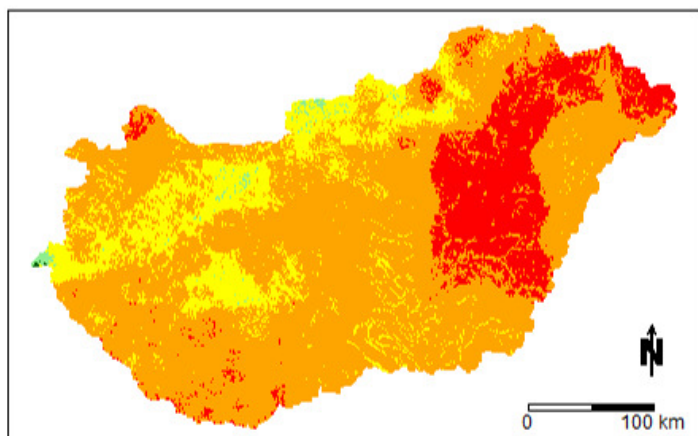
**Aladin 2021-2050**



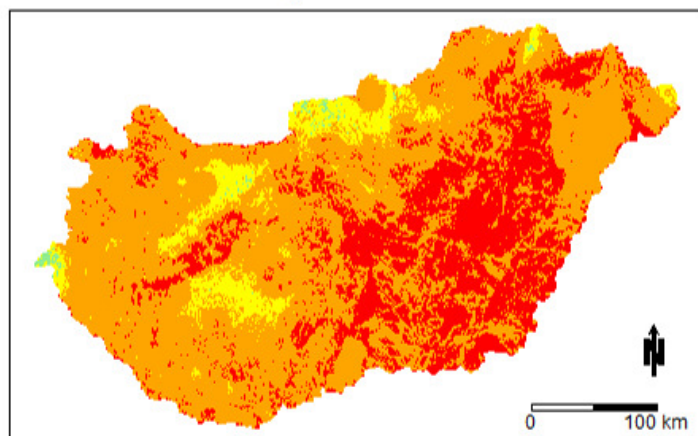
**RegCM 2021-2050**



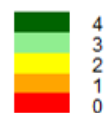
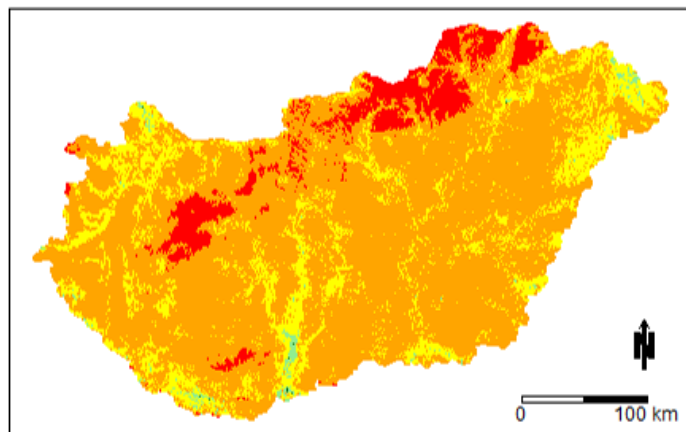
**Aladin 2071-2100**



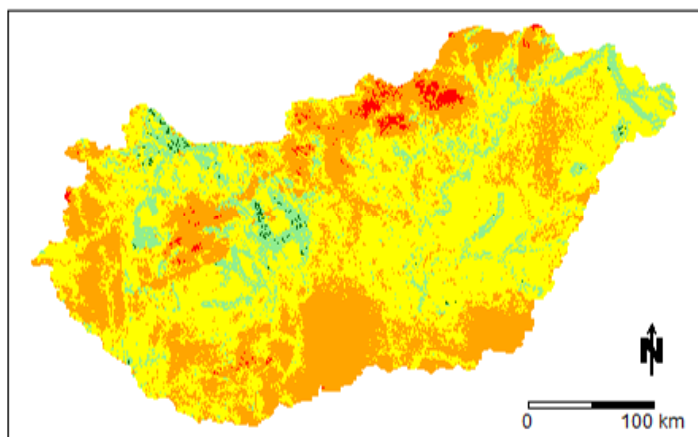
**RegCM 2071-2100**



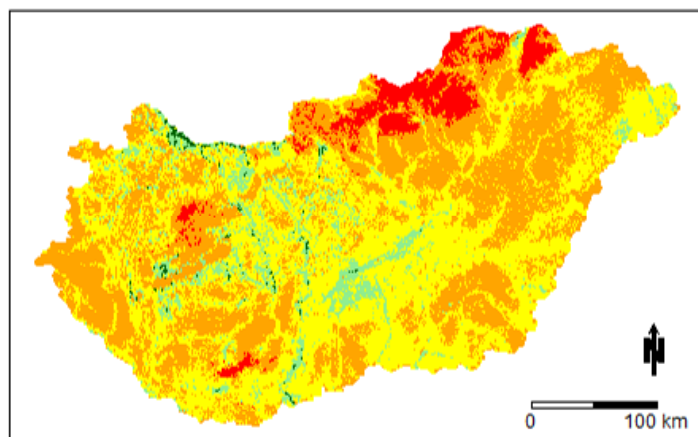
**J6 - Keményfás ártéri erdők  
1977-2006**



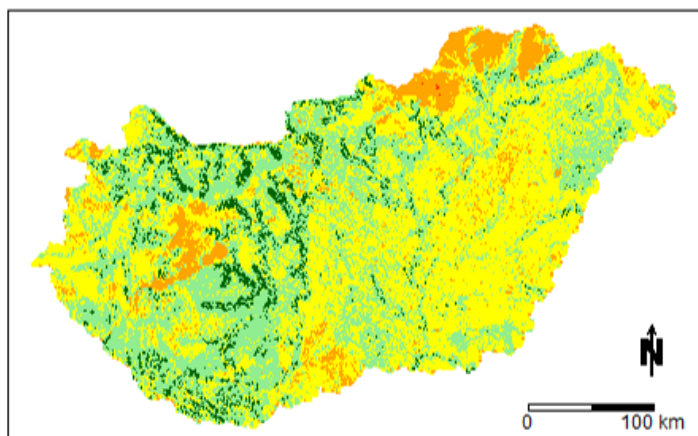
**Aladin 2021-2050**



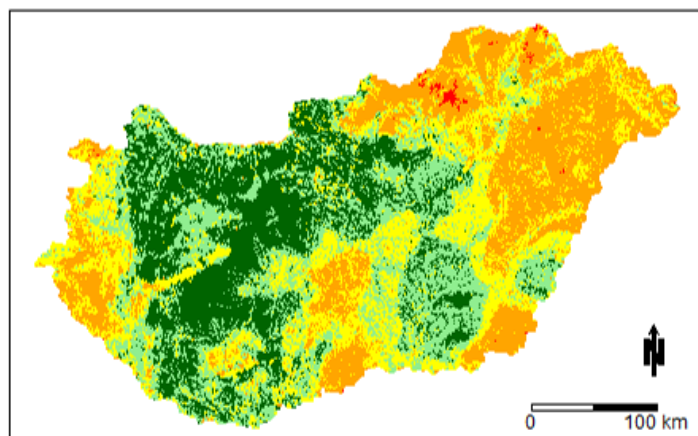
**RegCM 2021-2050**



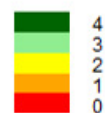
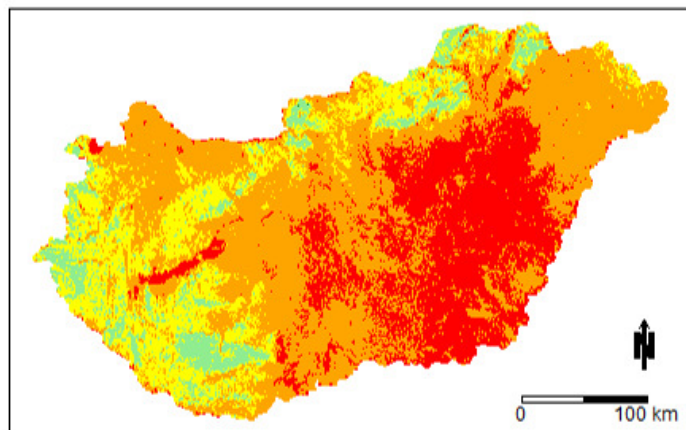
**Aladin 2071-2100**



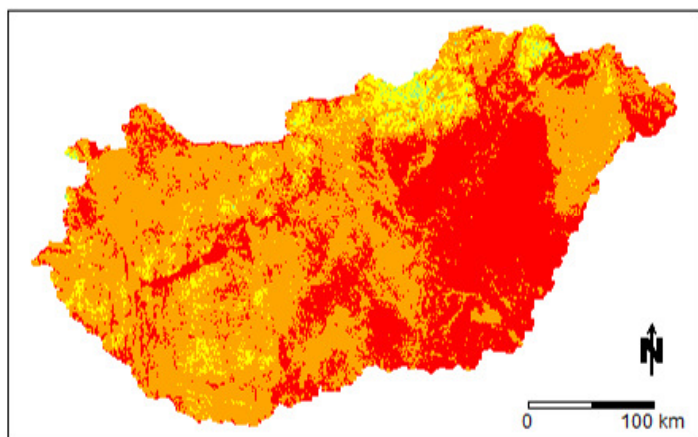
**RegCM 2071-2100**



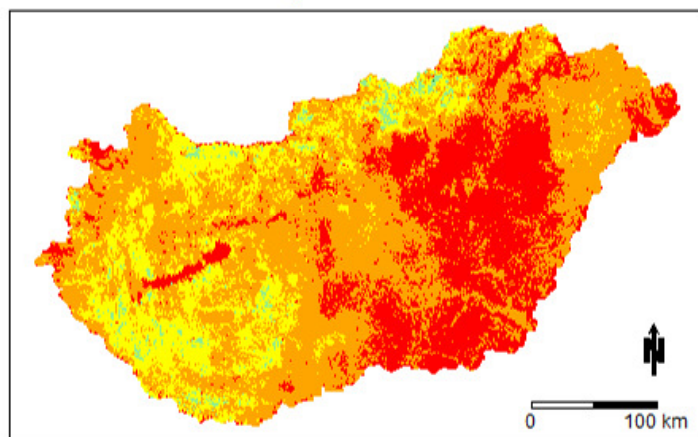
K1a\_K2\_K7b - Gyertyános-tölgyesek  
1977-2006



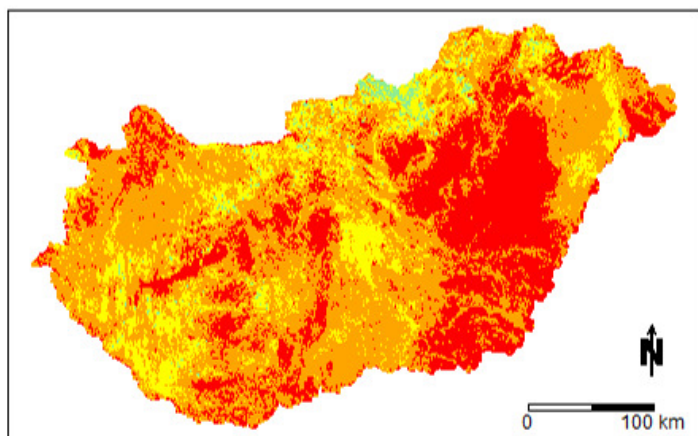
Aladin 2021-2050



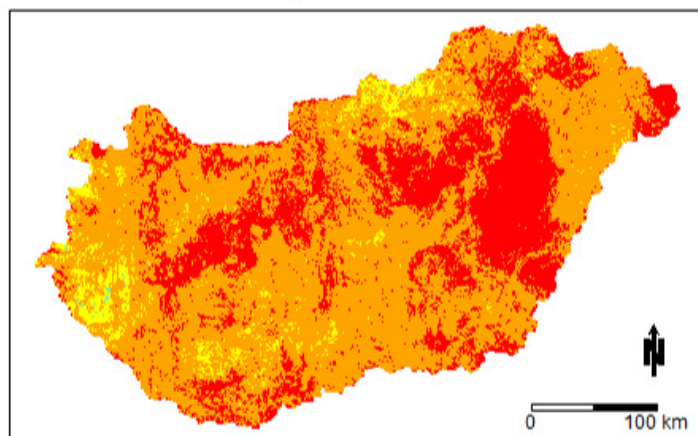
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100

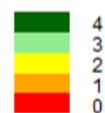
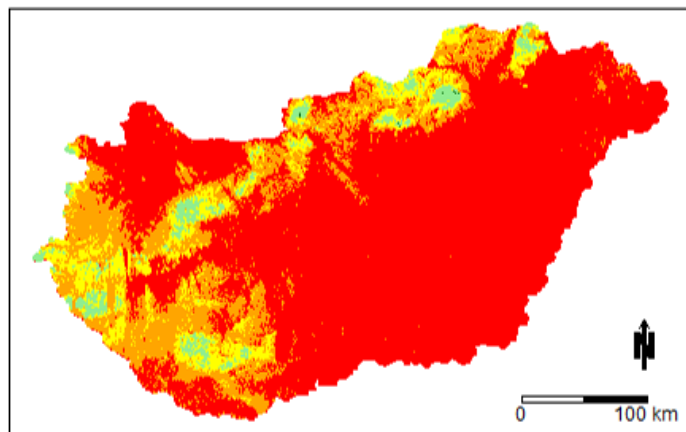


RegCM 2071-2100

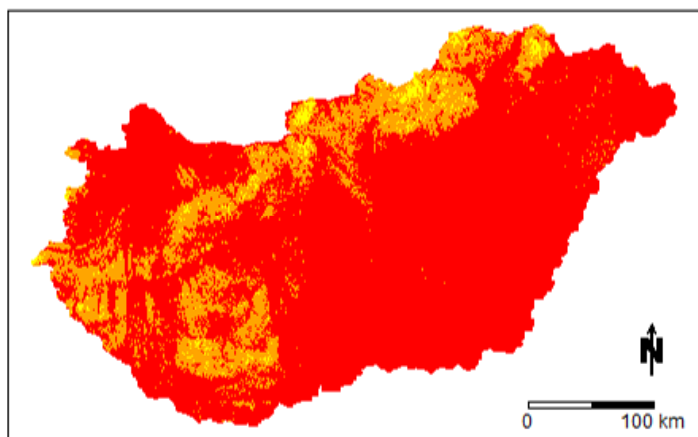




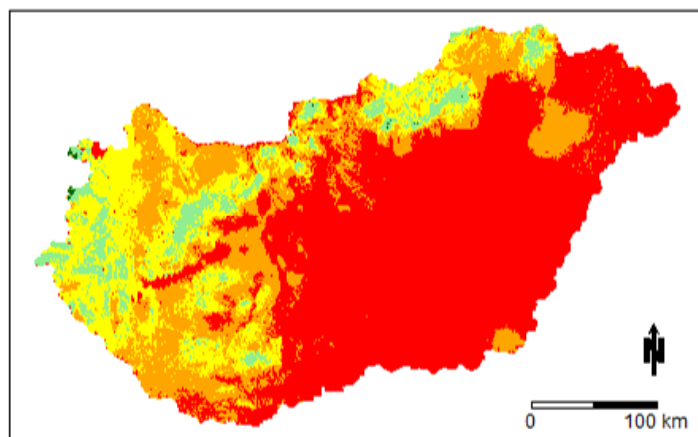
K5\_K7a - Bükkösök  
1977-2006



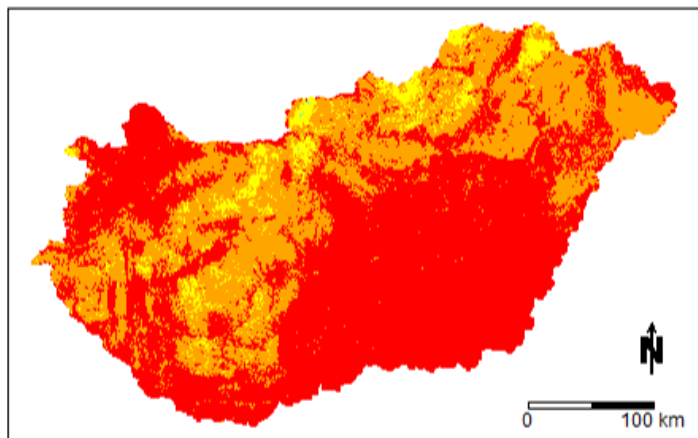
Aladin 2021-2050



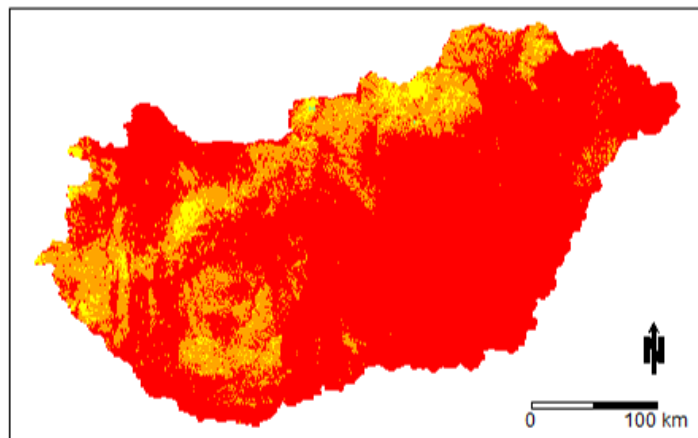
RegCM 2021-2050



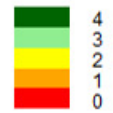
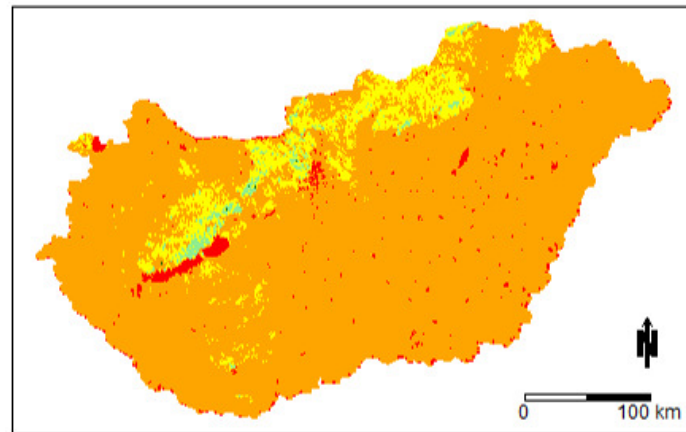
Aladin 2071-2100



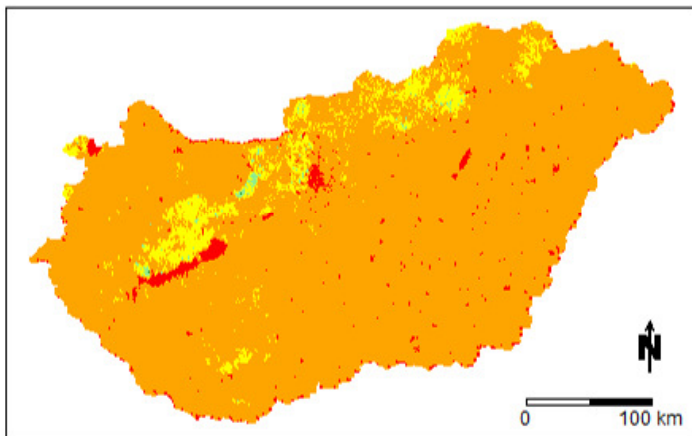
RegCM 2071-2100



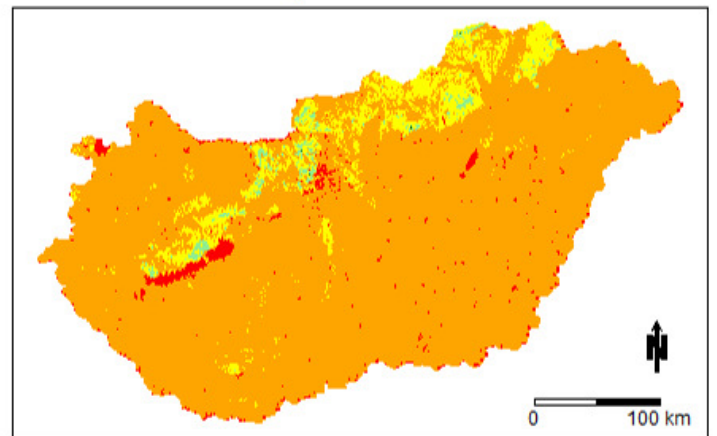
L1\_M1 - Molyhos tölgyesek  
1977-2006



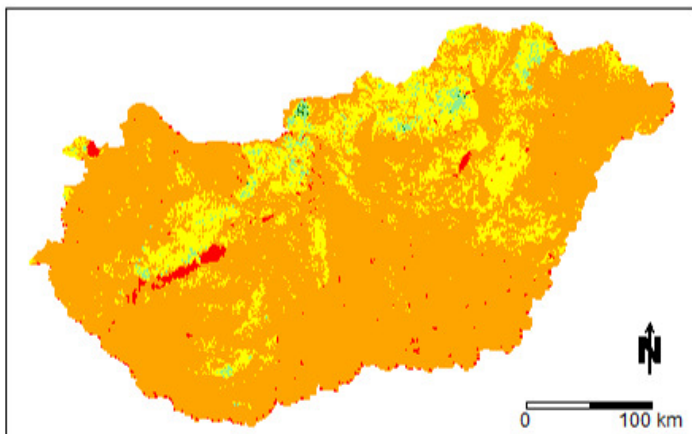
Aladin 2021-2050



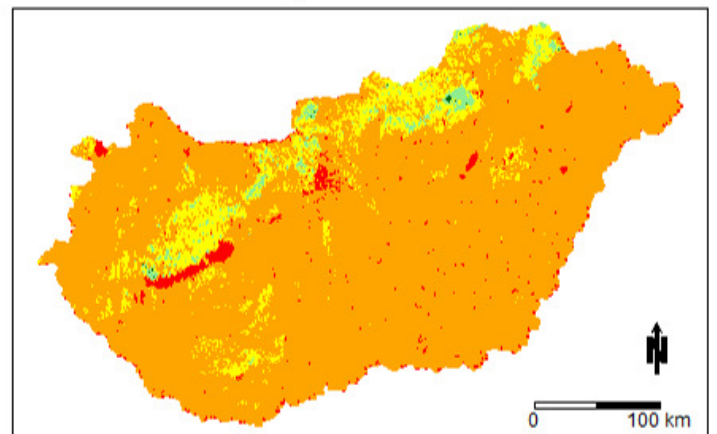
RegCM 2021-2050



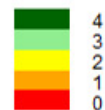
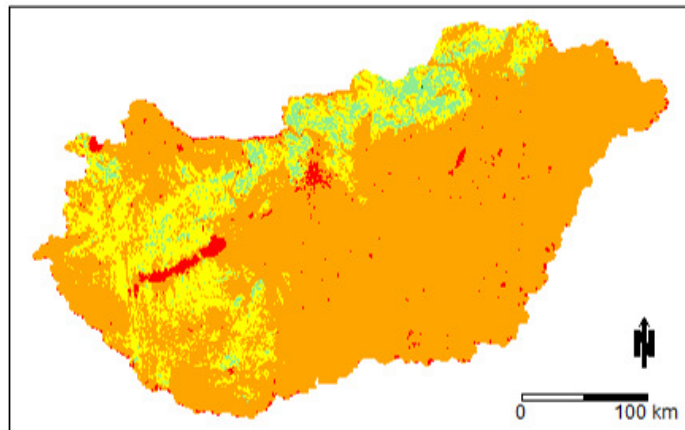
Aladin 2071-2100



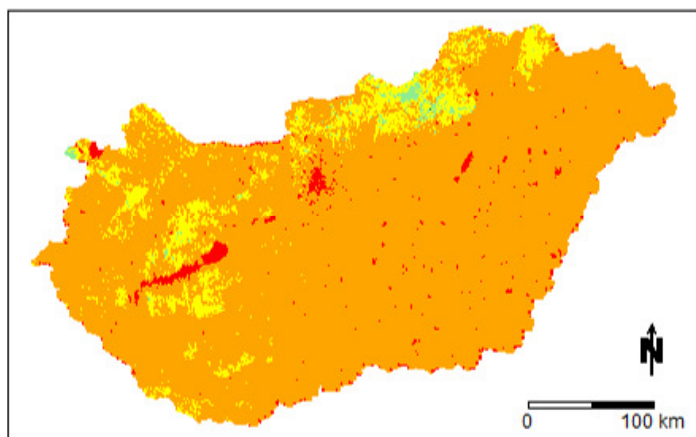
RegCM 2071-2100



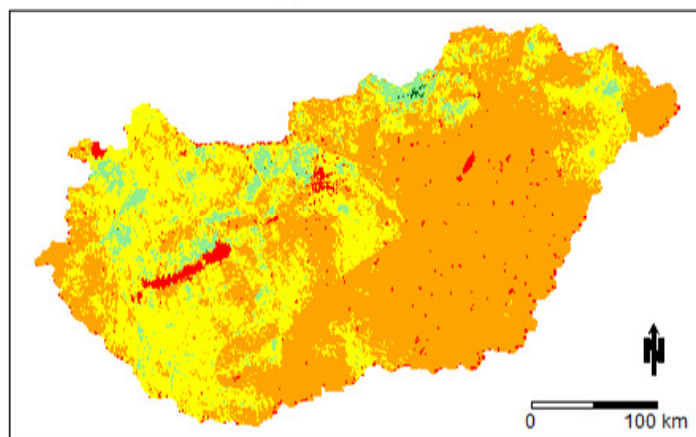
L2a\_L2b - Cseres-tölgyesek  
1977-2006



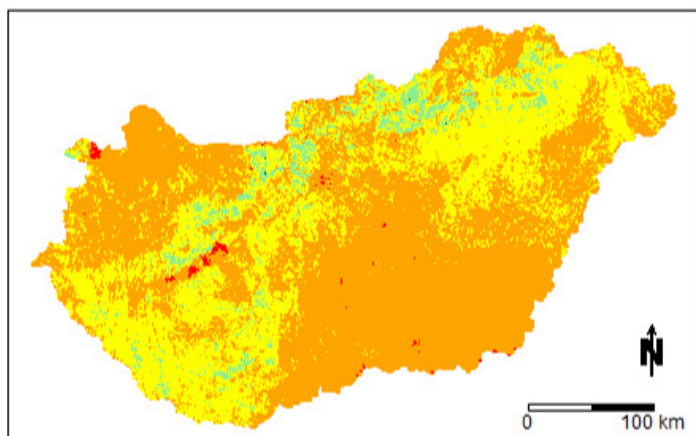
Aladin 2021-2050



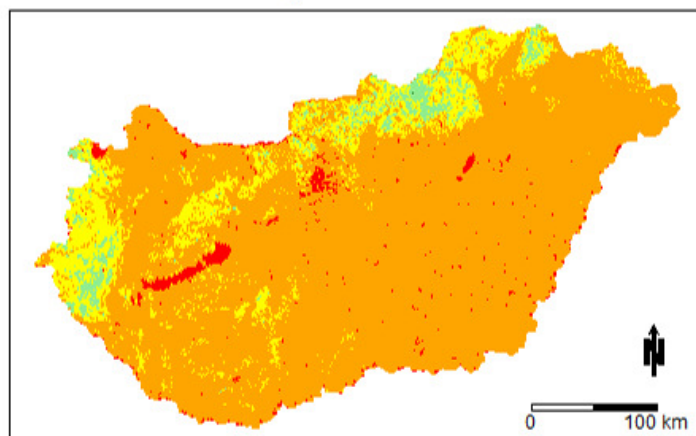
RegCM 2021-2050



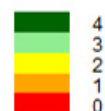
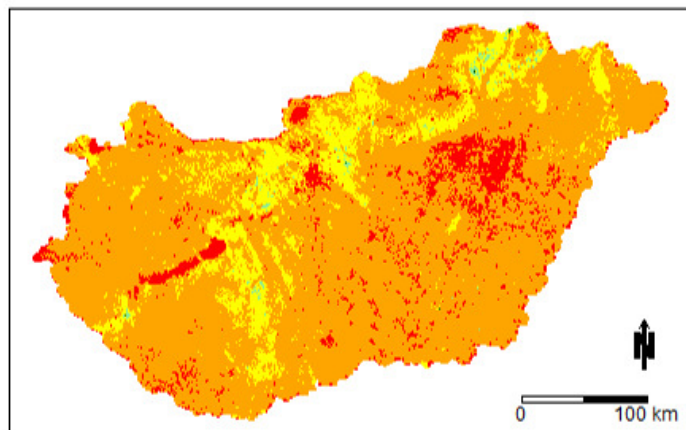
Aladin 2071-2100



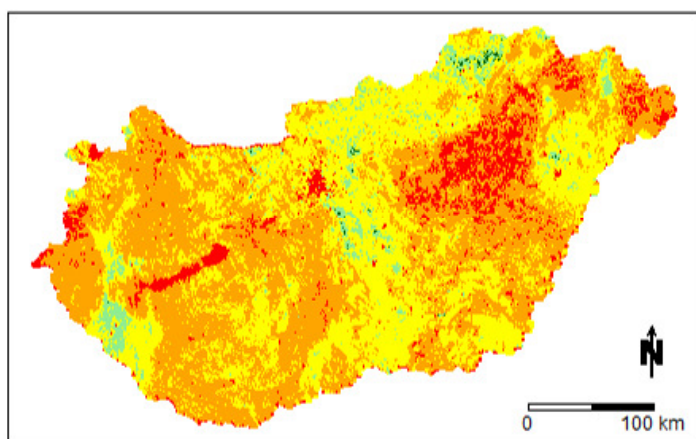
RegCM 2071-2100



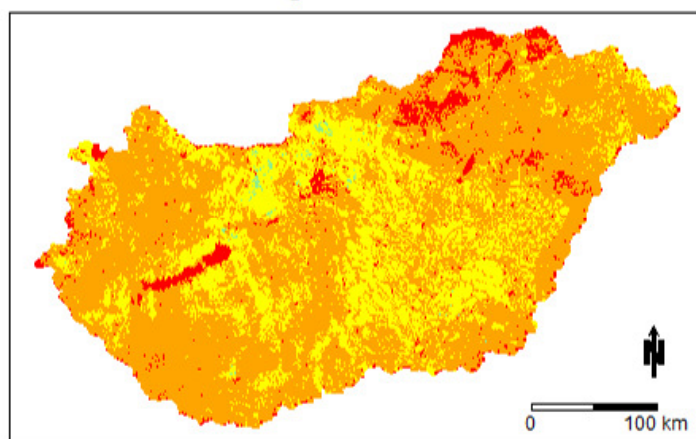
L2x\_M2 - Hegylábi zárt erdőssztyep tölgyesek és nyílt lösztölgyesek  
1977-2006



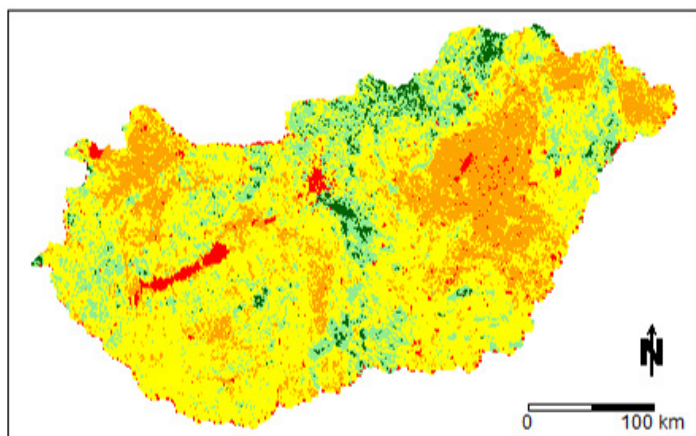
Aladin 2021-2050



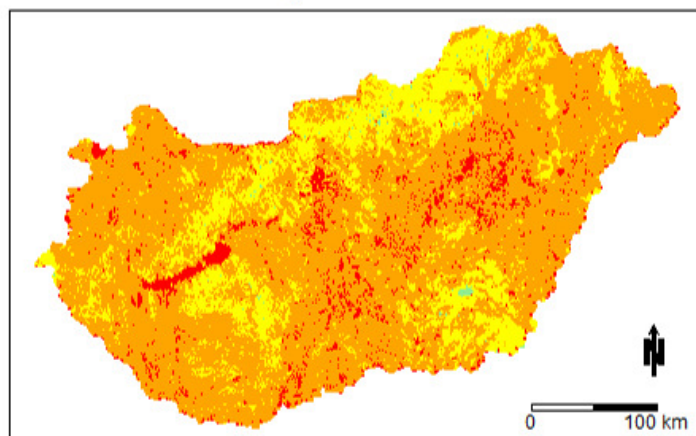
RegCM 2021-2050



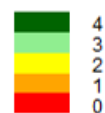
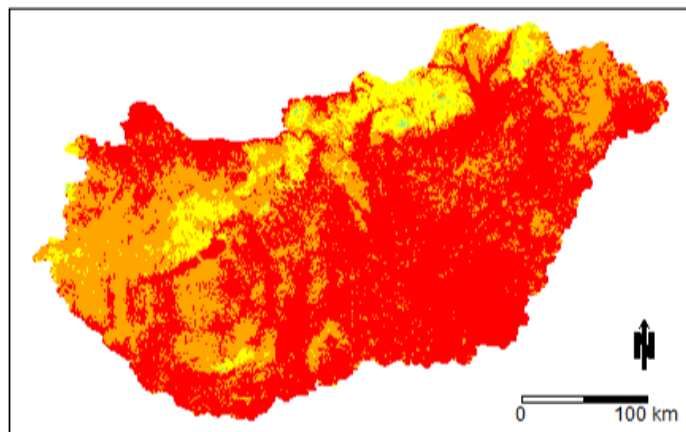
Aladin 2071-2100



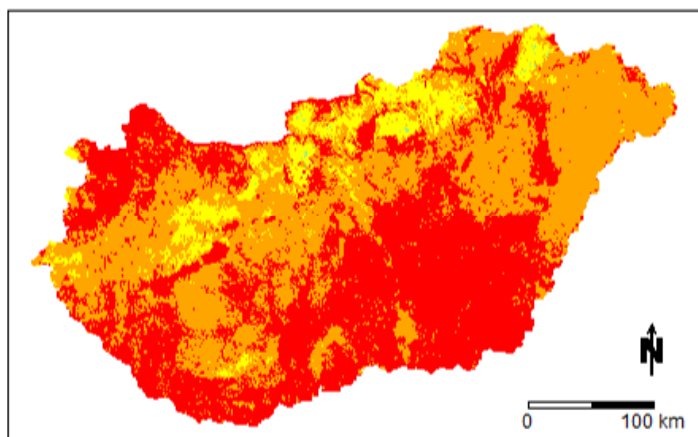
RegCM 2071-2100



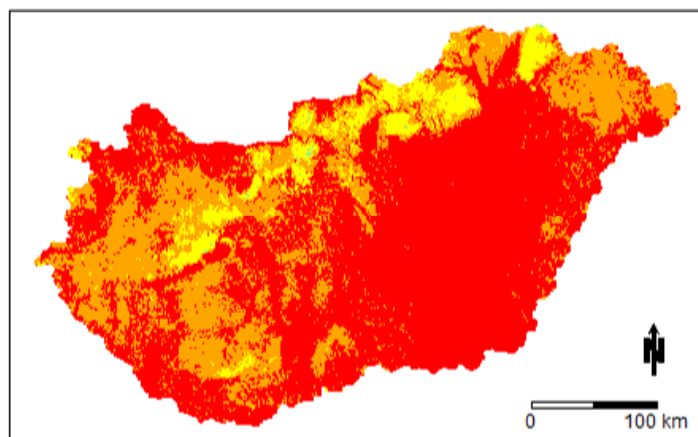
L4a\_L4b - Mészkerülő tölgyesek  
1977-2006



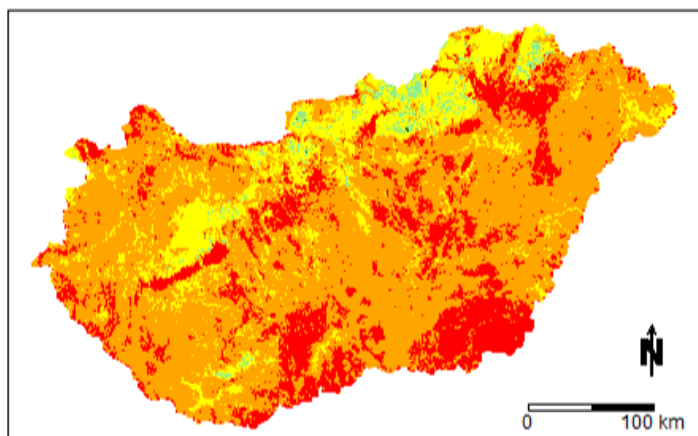
Aladin 2021-2050



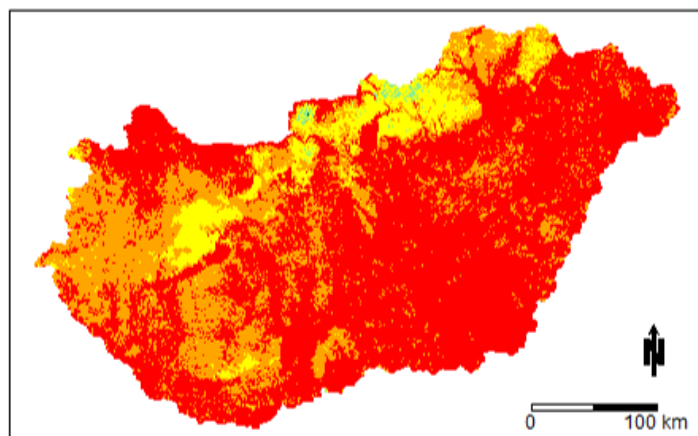
RegCM 2021-2050



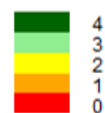
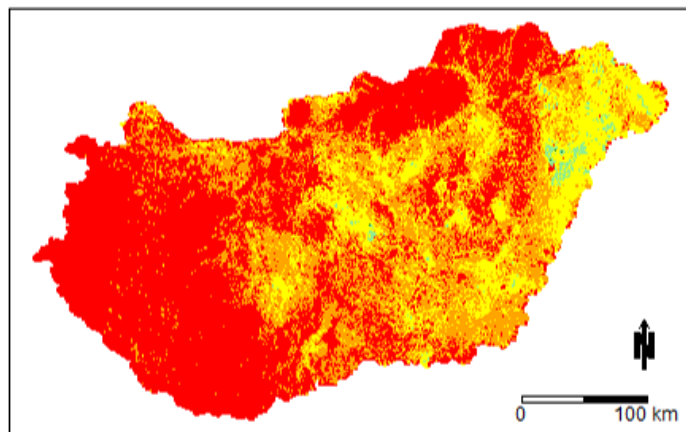
Aladin 2071-2100



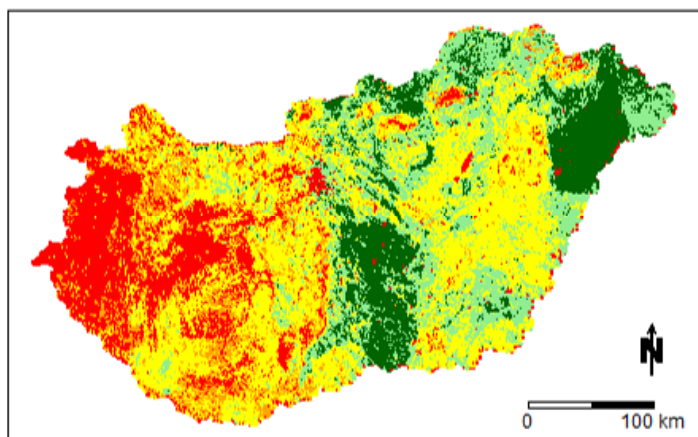
RegCM 2071-2100



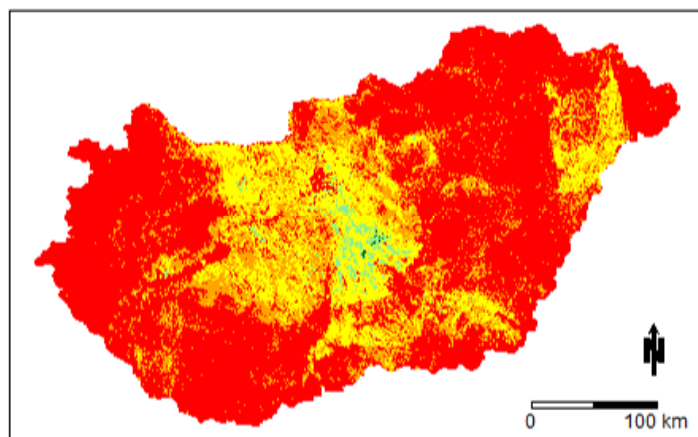
L5 - Alföldi zárt kocsányos tölgyesek  
1977-2006



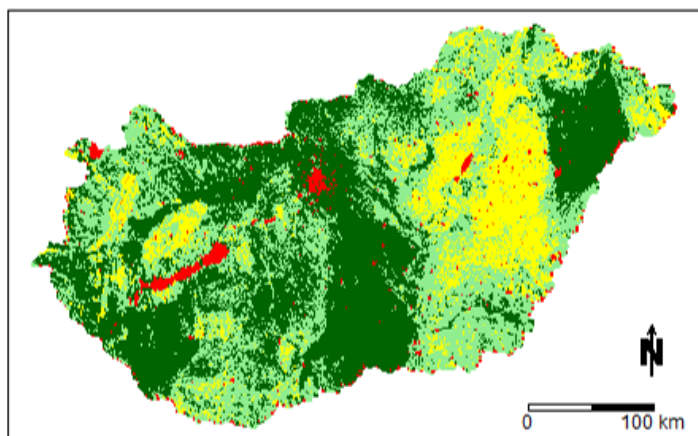
Aladin 2021-2050



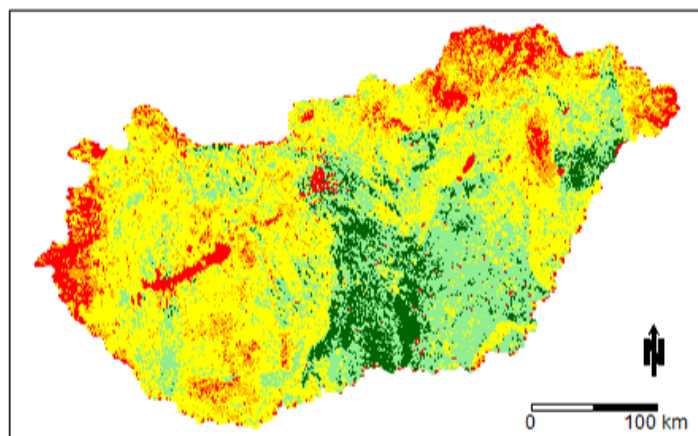
RegCM 2021-2050



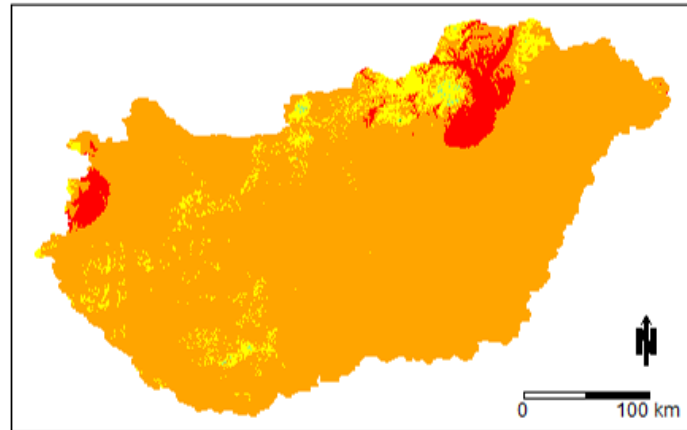
Aladin 2071-2100



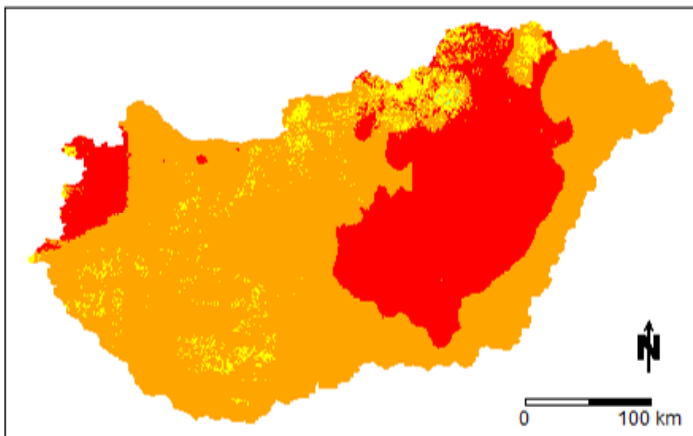
RegCM 2071-2100



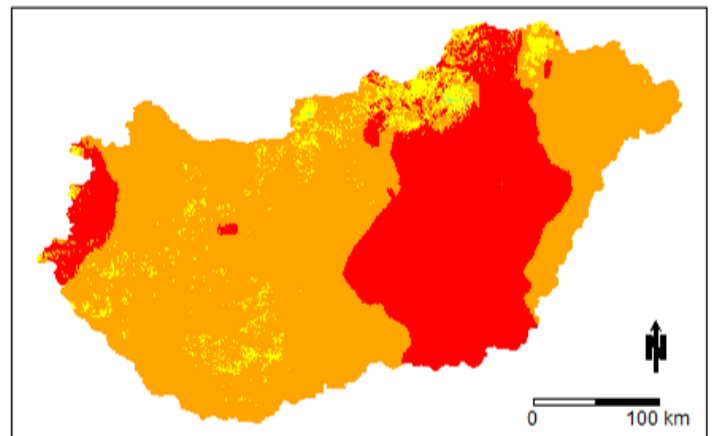
LY1 - Szurdokerdők  
1977-2006



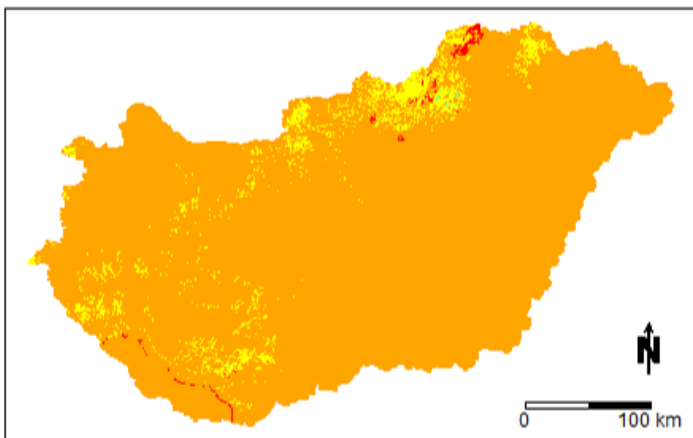
Aladin 2021-2050



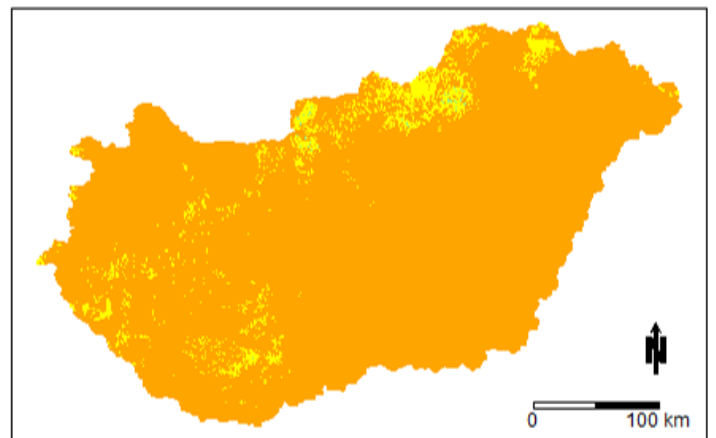
RegCM 2021-2050



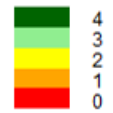
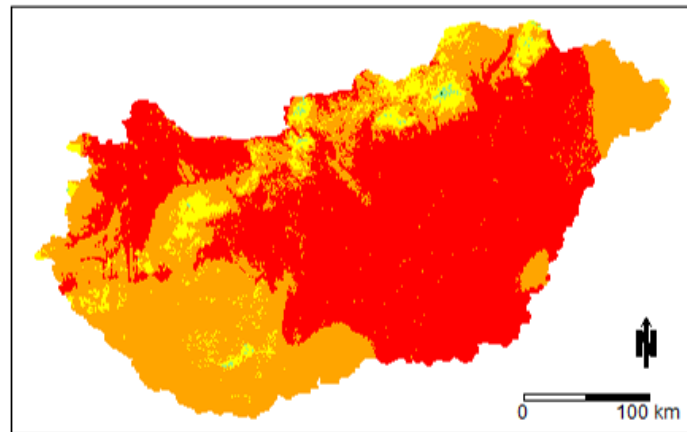
Aladin 2071-2100



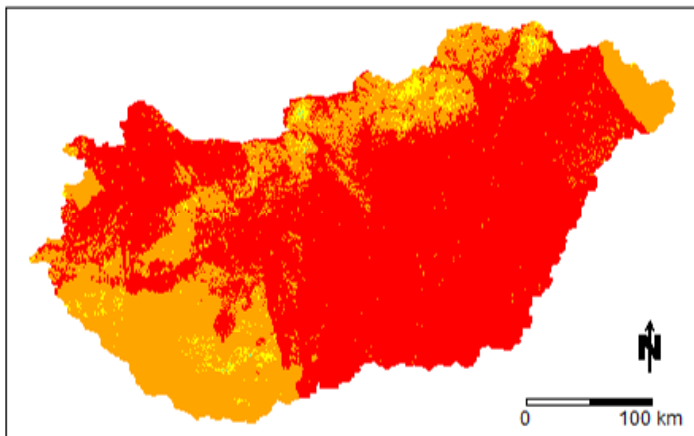
RegCM 2071-2100



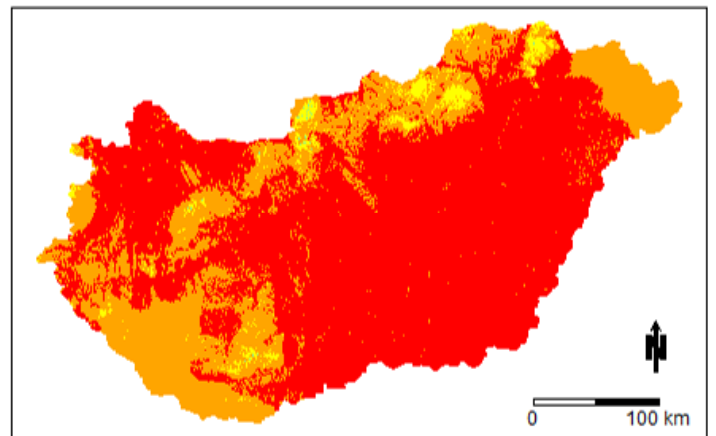
LY2 - Törmelék-lejtő erdők  
1977-2006



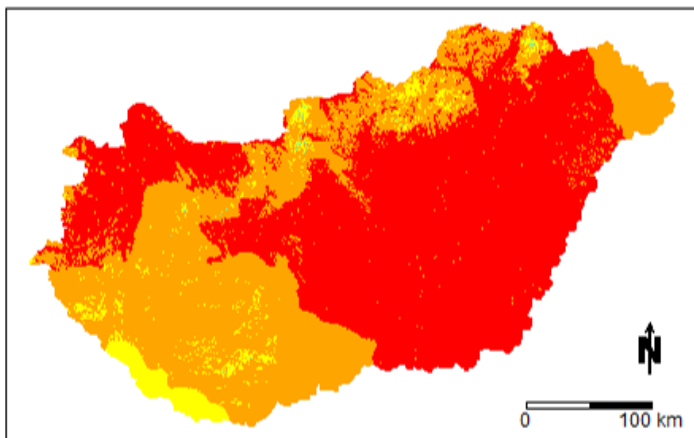
Aladin 2021-2050



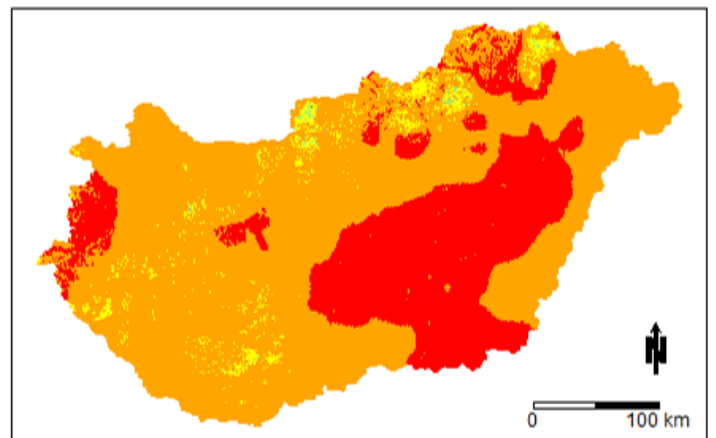
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100

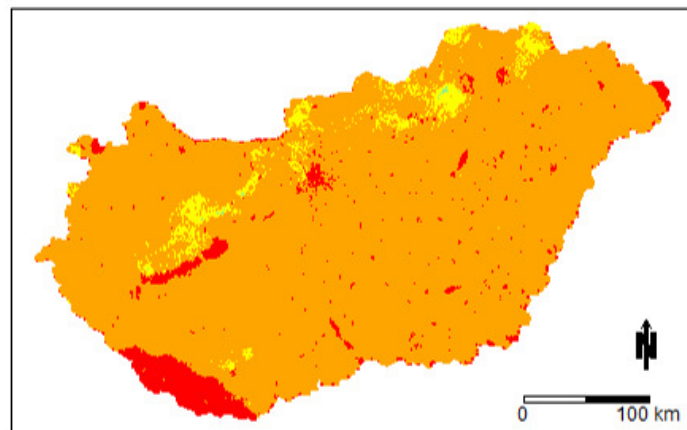


RegCM 2071-2100

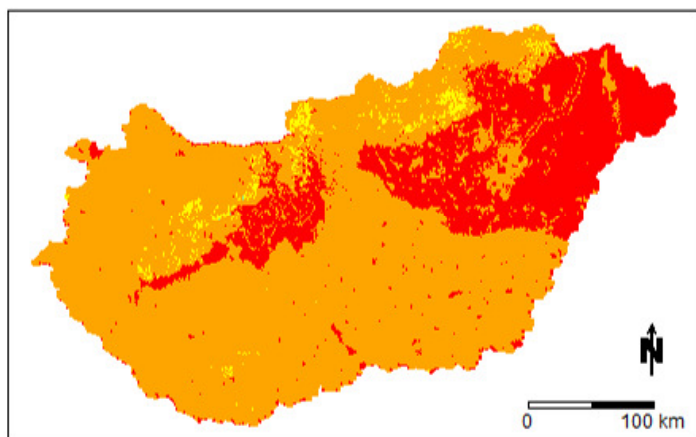




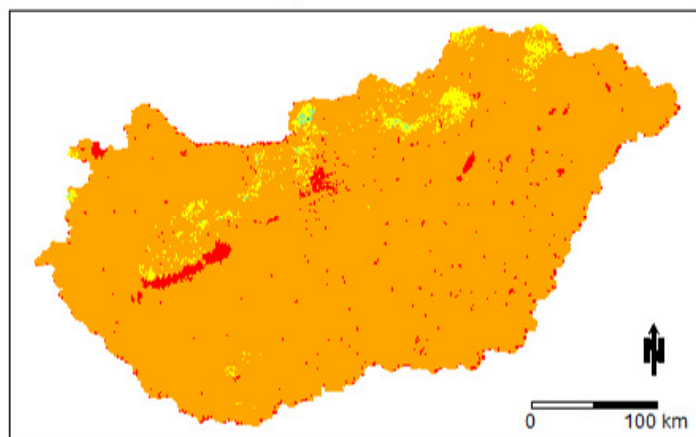
LY3 - Bükkös sziklaerdő  
1977-2006



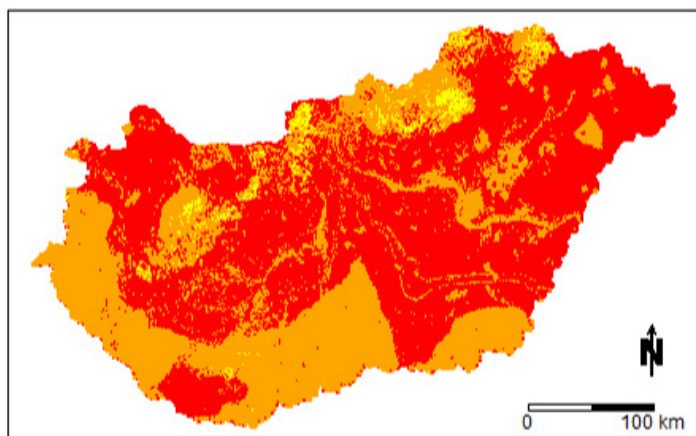
Aladin 2021-2050



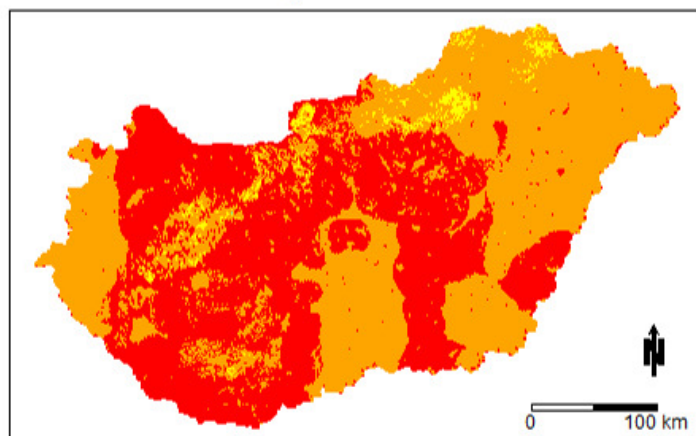
RegCM 2021-2050



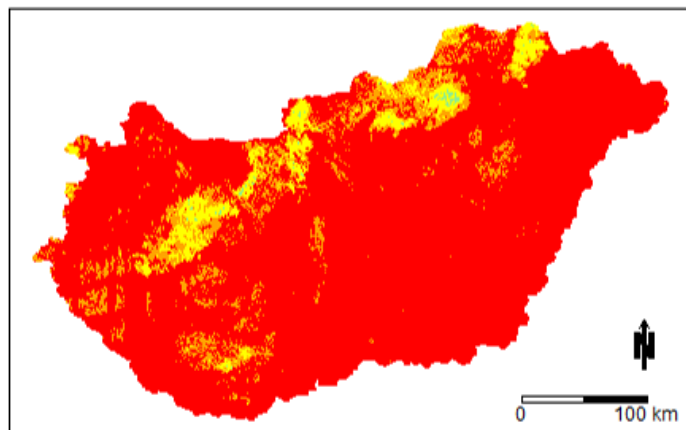
Aladin 2071-2100



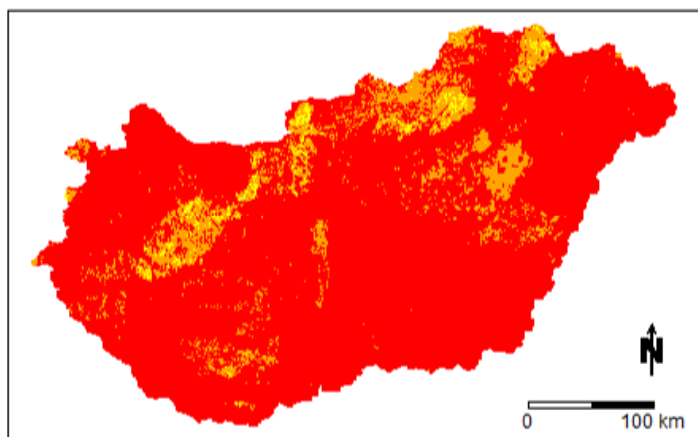
RegCM 2071-2100



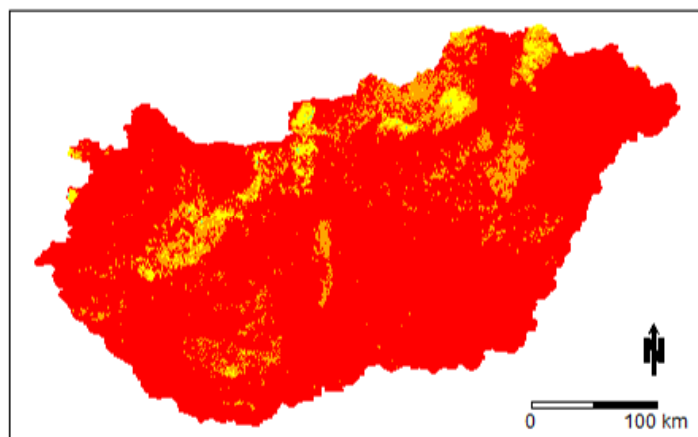
LY4 - Tölgyes jellegű sziklaerdők és tetőerdők  
1977-2006



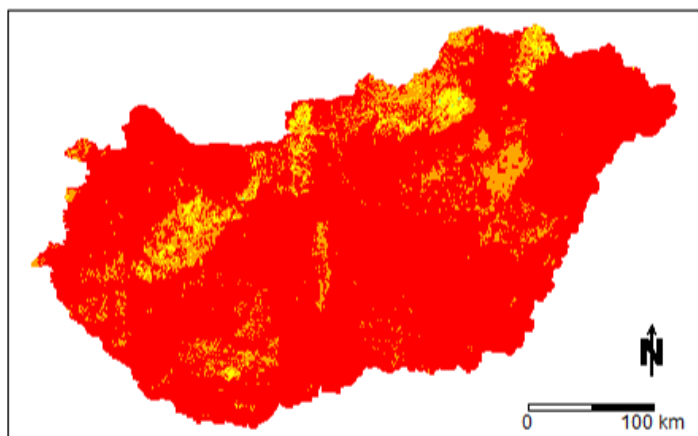
Aladin 2021-2050



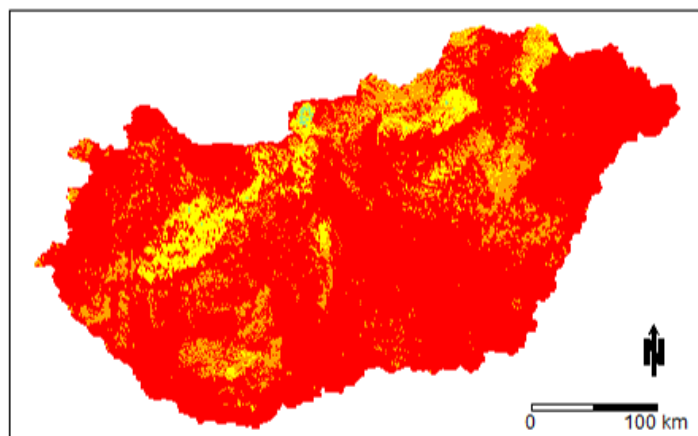
RegCM 2021-2050



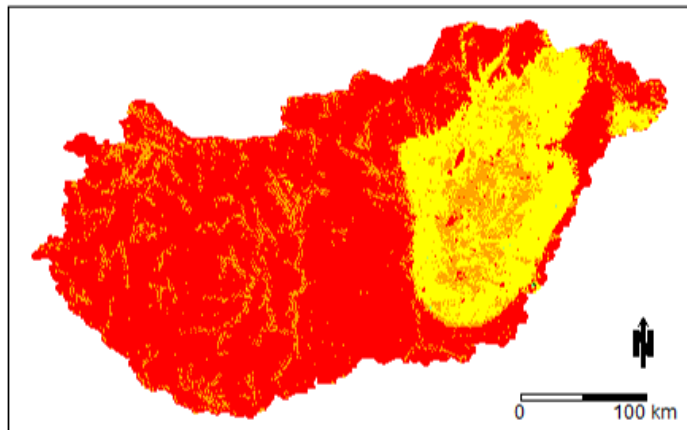
Aladin 2071-2100



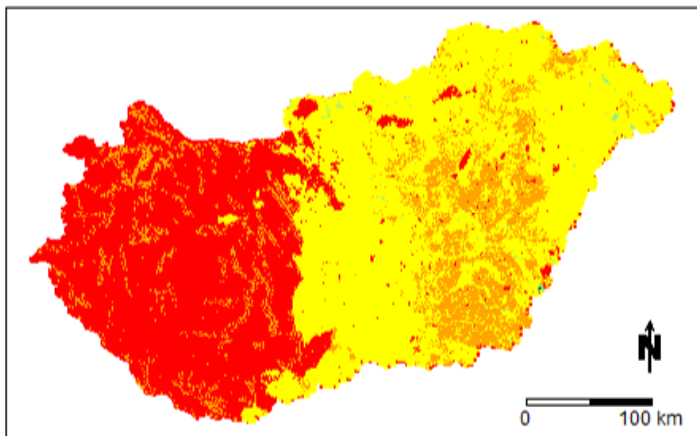
RegCM 2071-2100



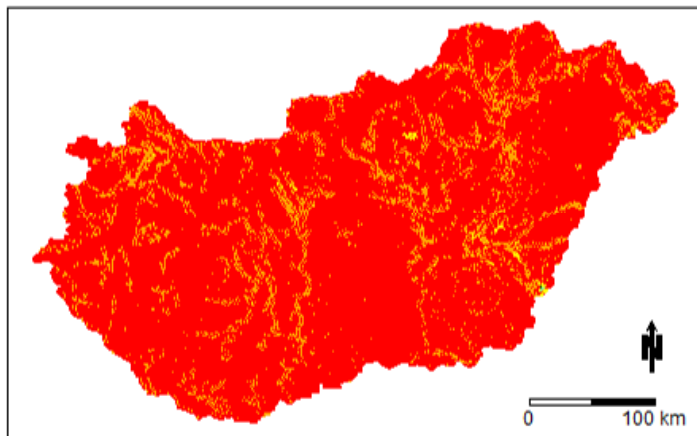
M3 - Nyílt sziki tölgyesek  
1977-2006



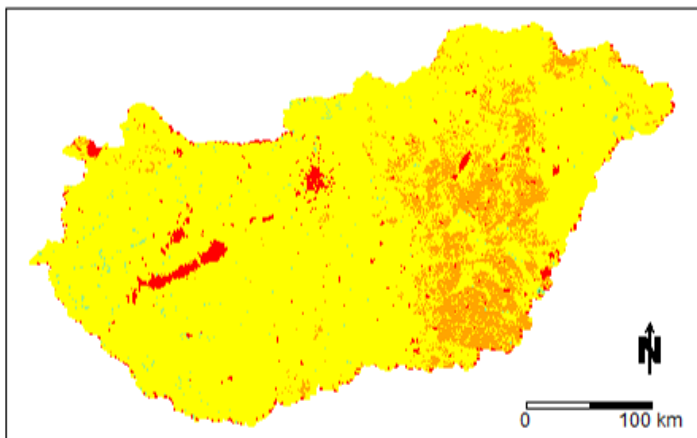
Aladin 2021-2050



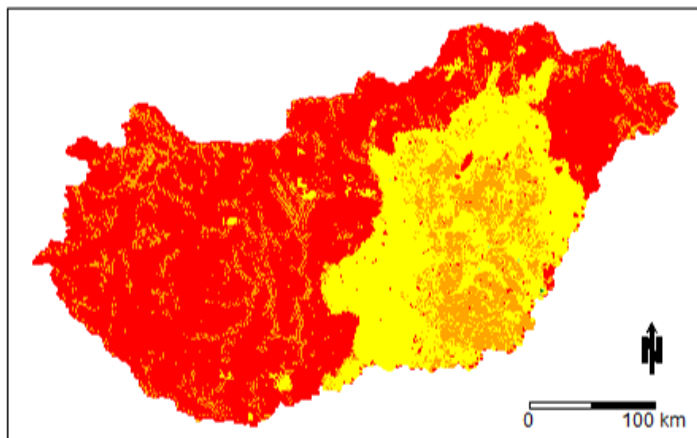
RegCM 2021-2050



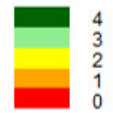
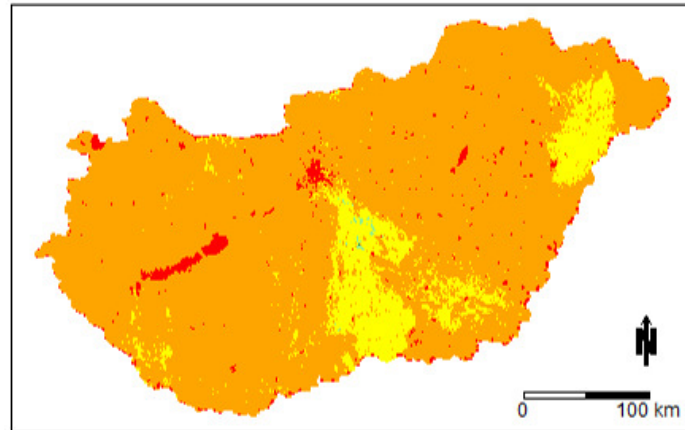
Aladin 2071-2100



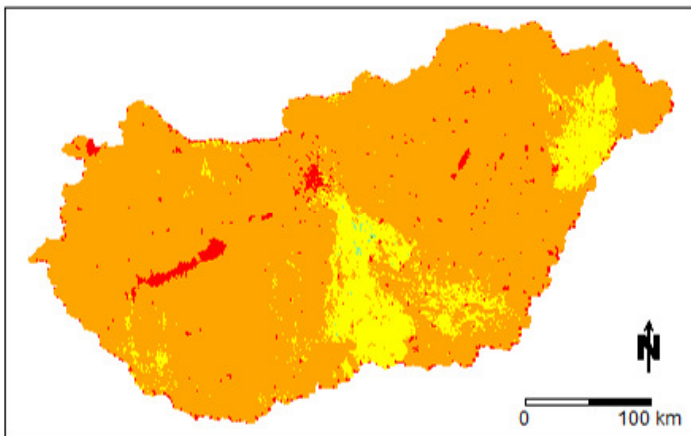
RegCM 2071-2100



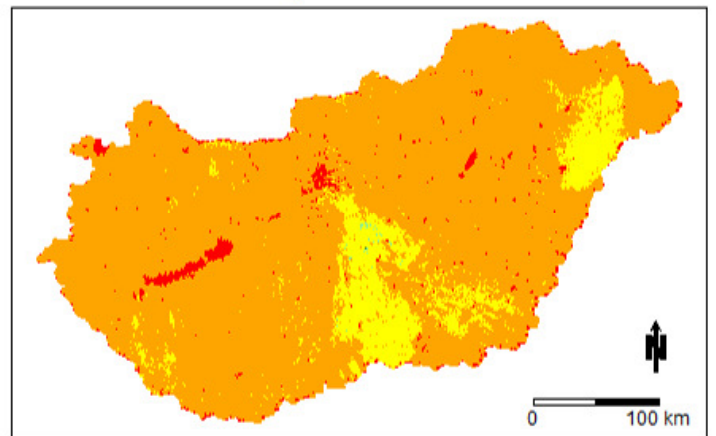
M4 - Nyílt homoki tölgyesek  
1977-2006



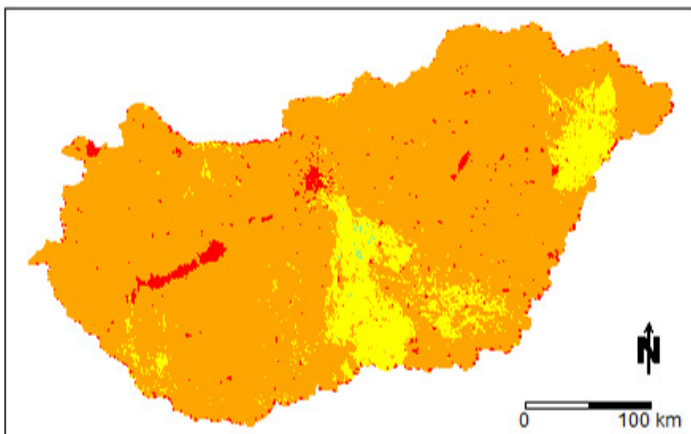
Aladin 2021-2050



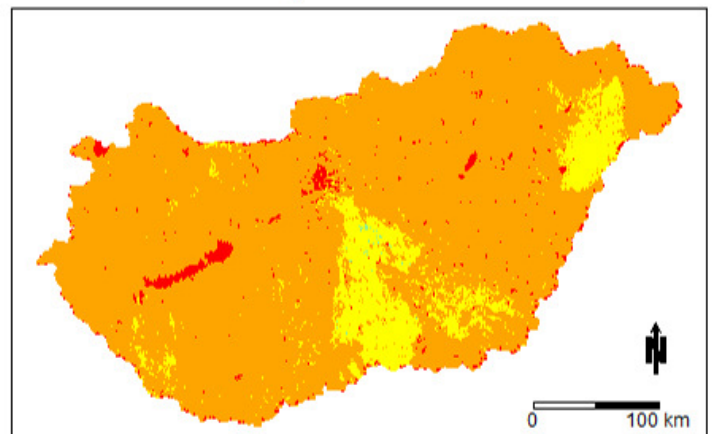
RegCM 2021-2050



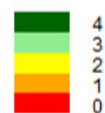
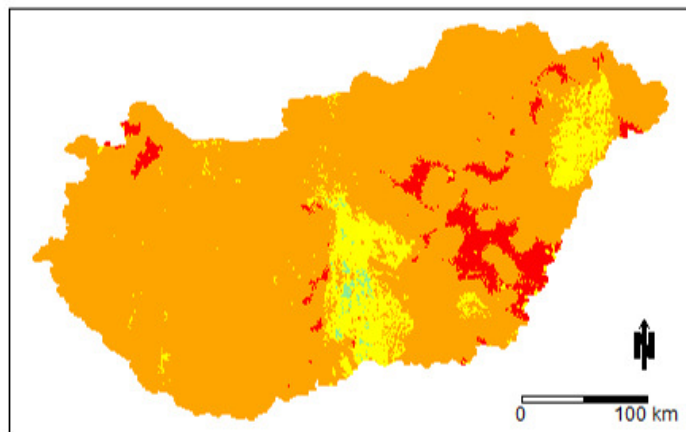
Aladin 2071-2100



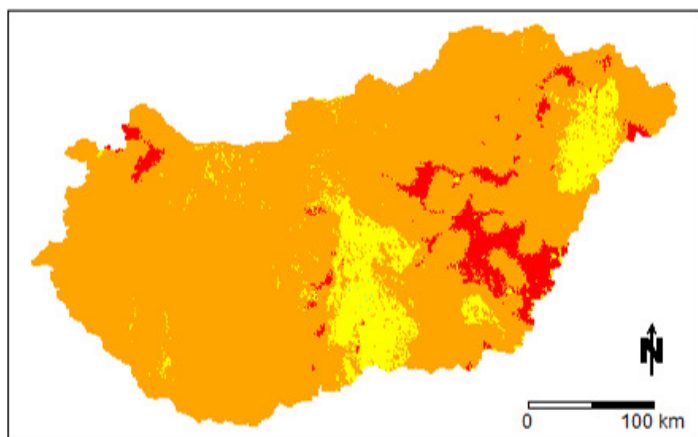
RegCM 2071-2100



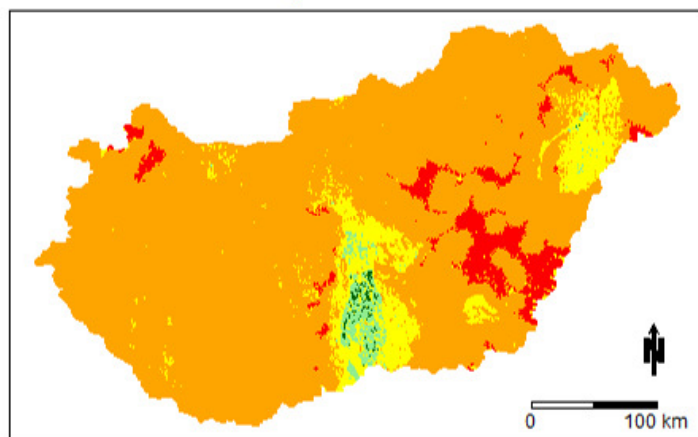
M5 - Homoki borókás-nyársok  
1977-2006



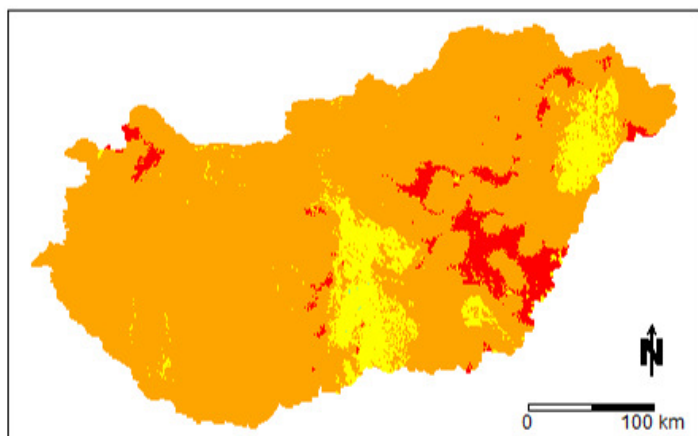
Aladin 2021-2050



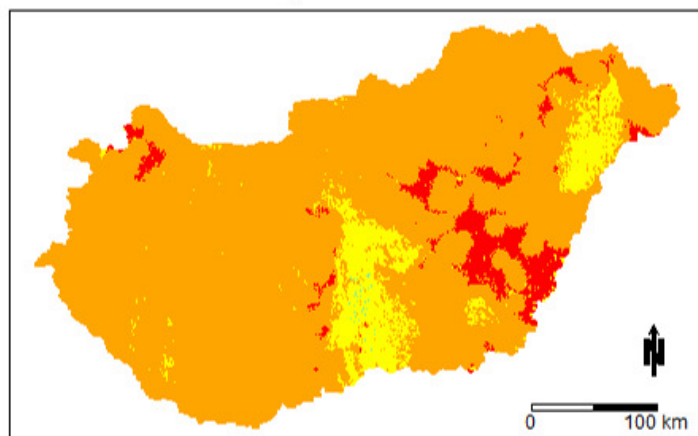
RegCM 2021-2050



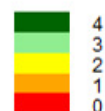
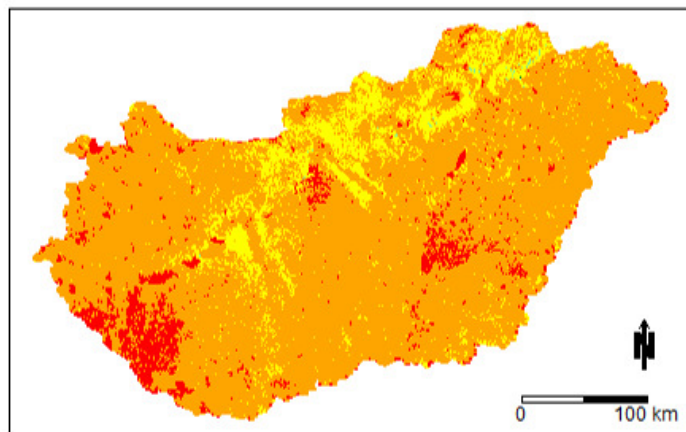
Aladin 2071-2100



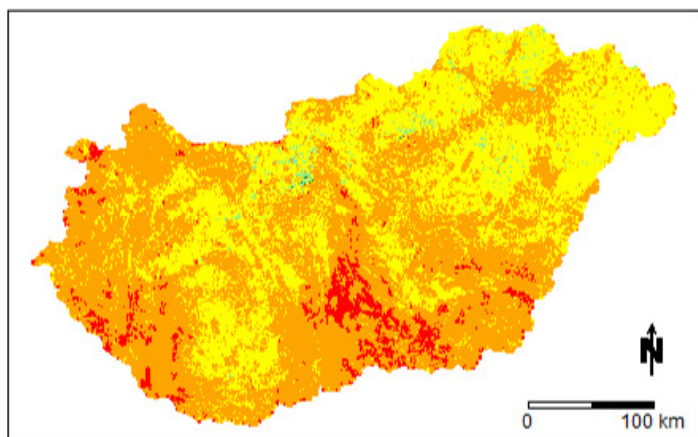
RegCM 2071-2100



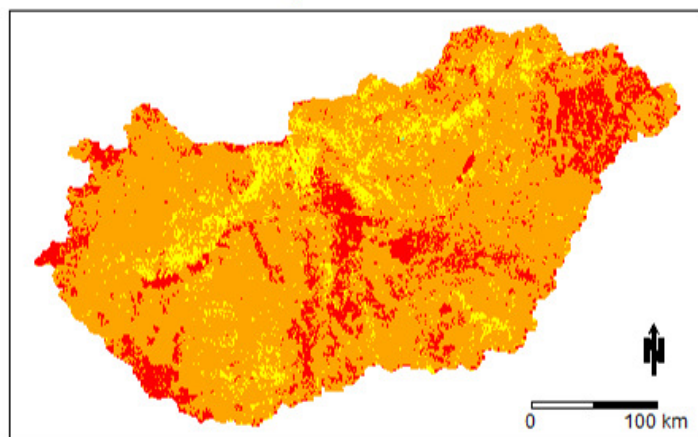
**M6 - Szttyeppcserjések  
1977-2006**



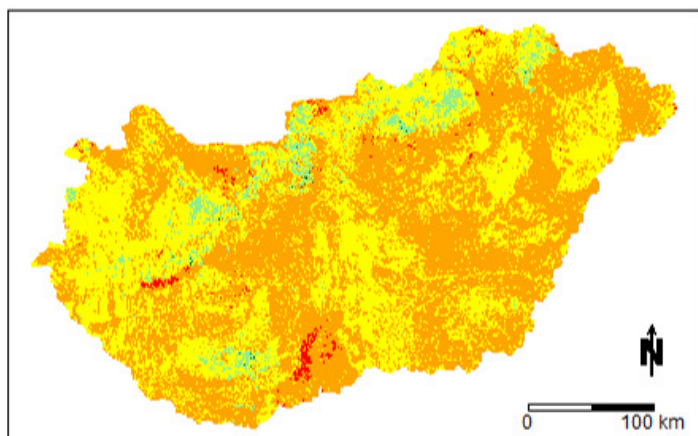
**Aladin 2021-2050**



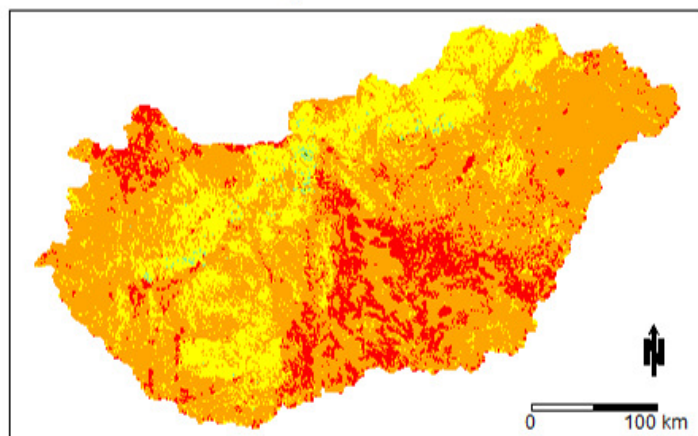
**RegCM 2021-2050**



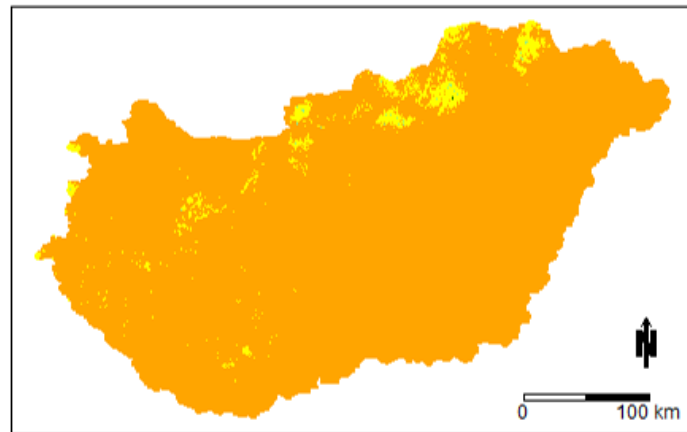
**Aladin 2071-2100**



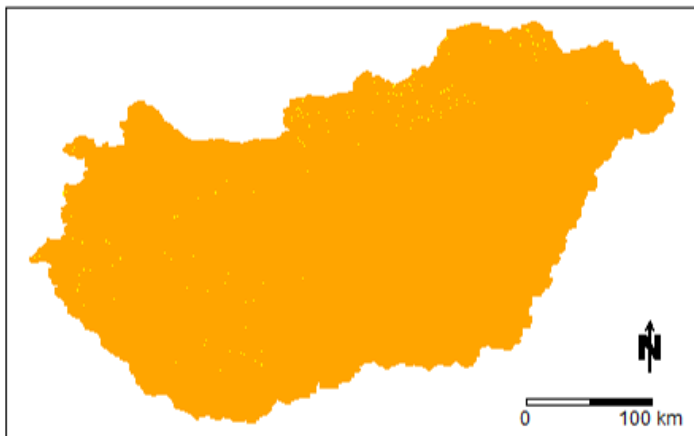
**RegCM 2071-2100**



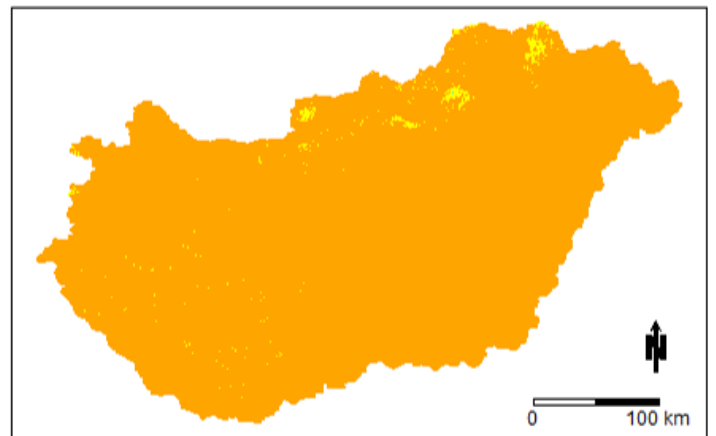
M7 - Sziklai cserjések  
1977-2006



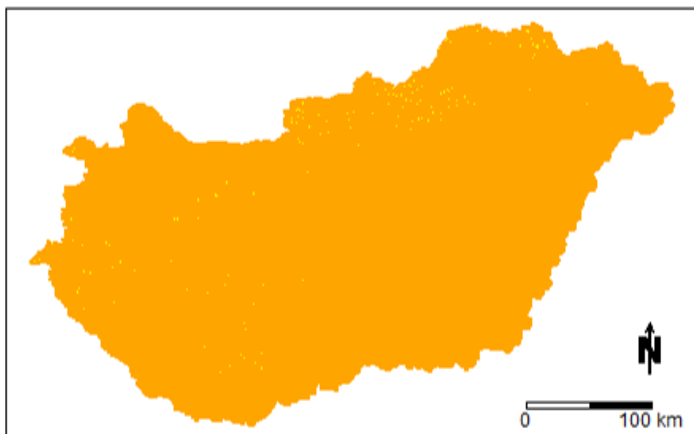
Aladin 2021-2050



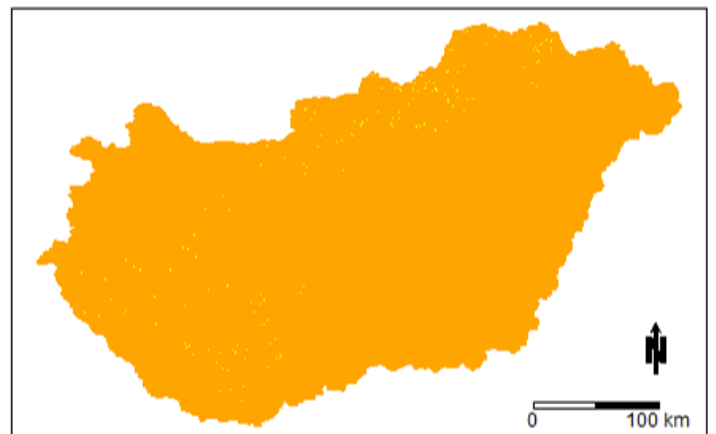
RegCM 2021-2050



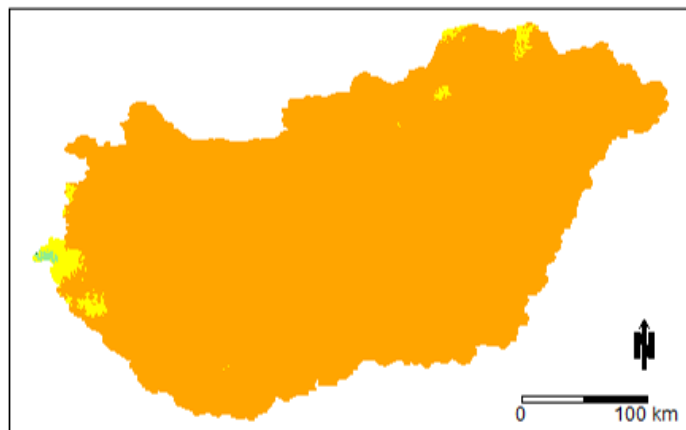
Aladin 2071-2100



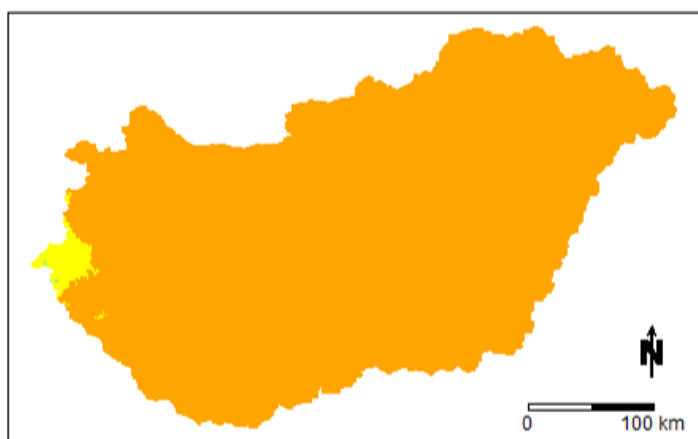
RegCM 2071-2100



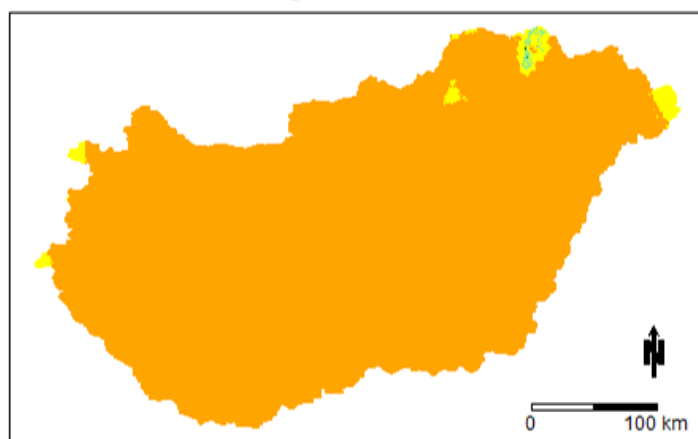
N13 - Mészkerülő lombelegyes fenyvesek  
1977-2006



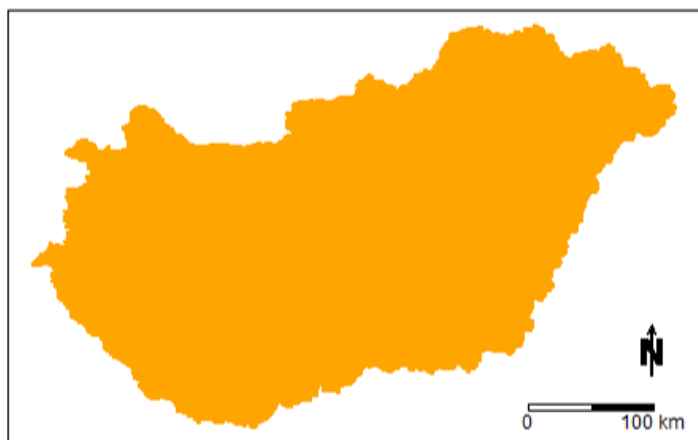
Aladin 2021-2050



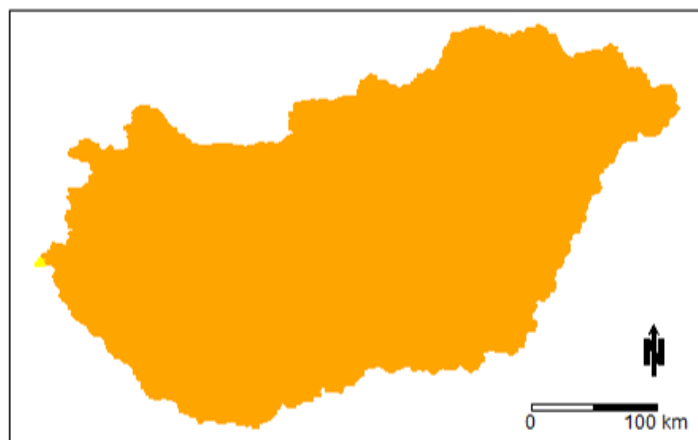
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100



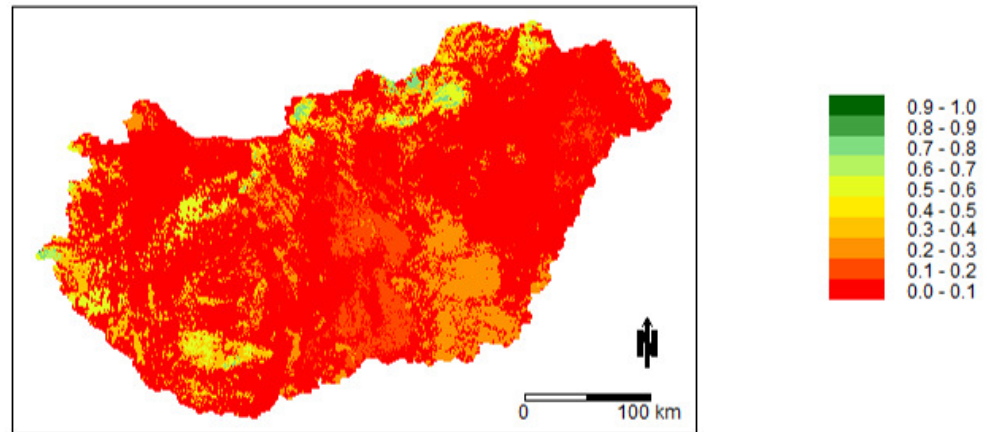
RegCM 2071-2100



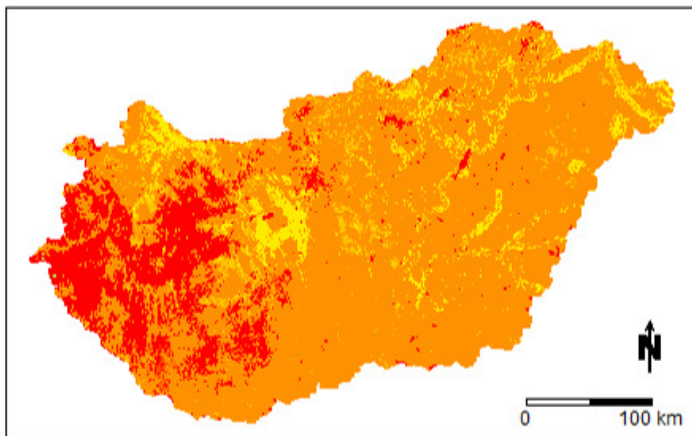


**9.12. A vizsgált dísznövénytaxonok szakértői élőhely-  
dísznövény mátrixok alapján becsült potenciális  
telepíthetőségi együttesének (ensemble) átlaga**

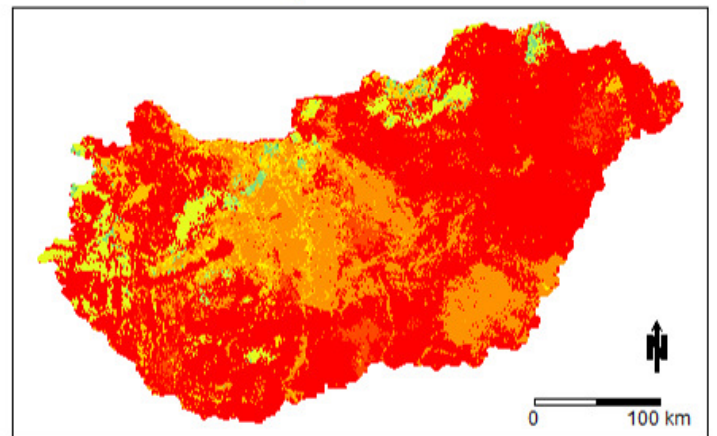
*Abies nordmanniana*  
1977-2006



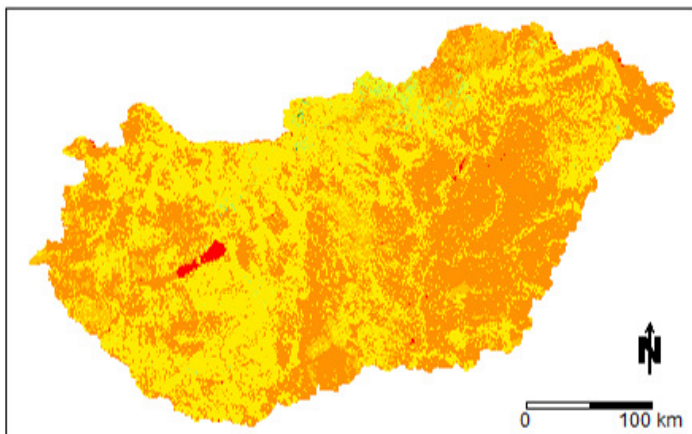
Aladin 2021-2050



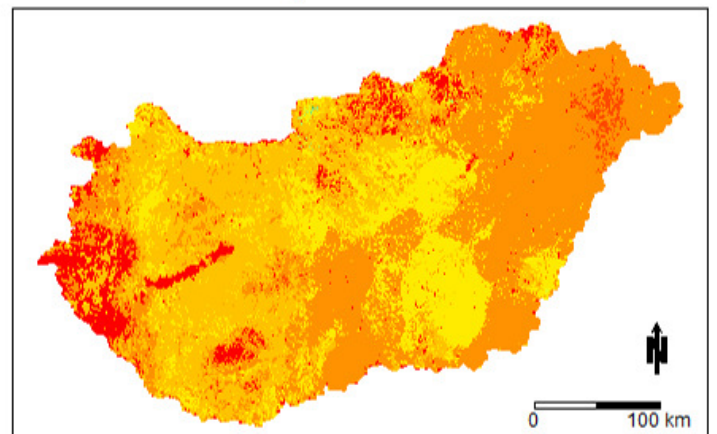
RegCM 2021-2050



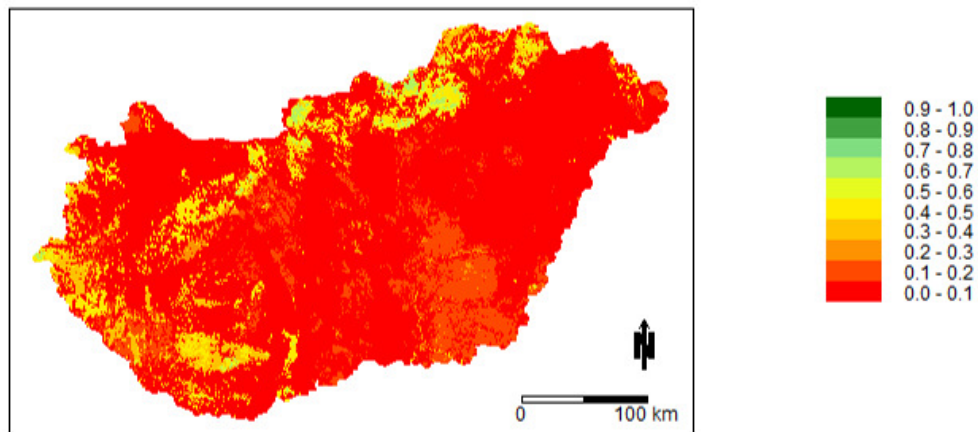
Aladin 2071-2100



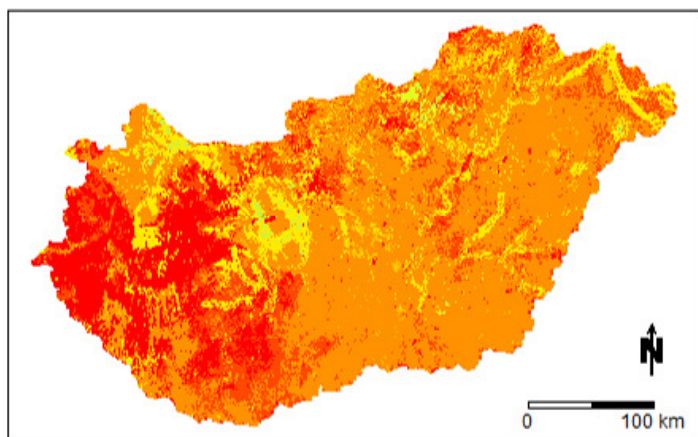
RegCM 2071-2100



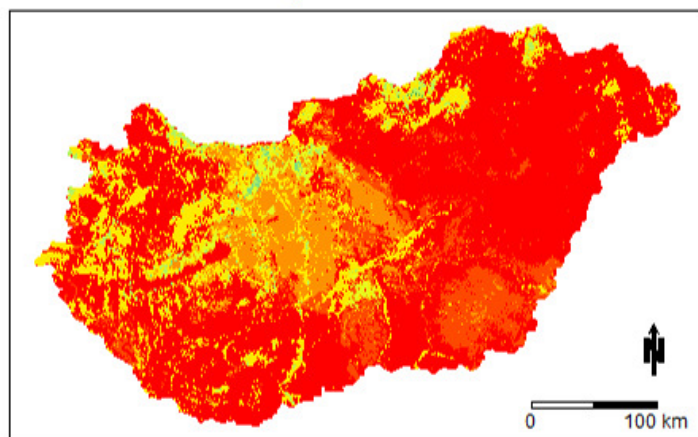
*Aesculus hippocastanum*  
1977-2006



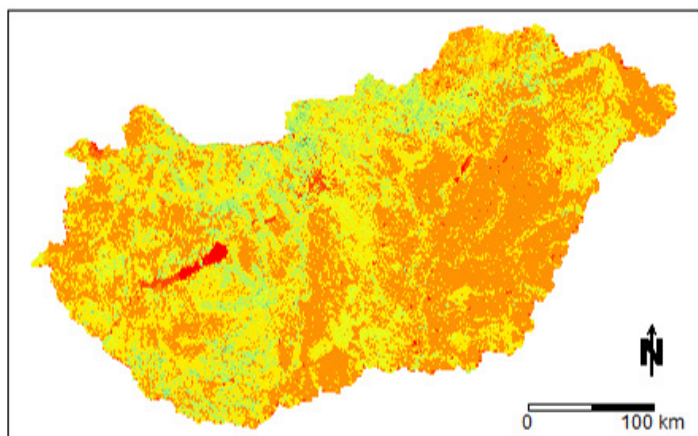
Aladin 2021-2050



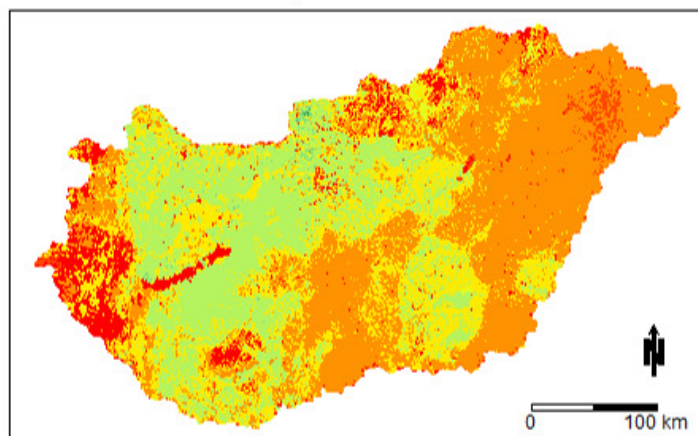
RegCM 2021-2050



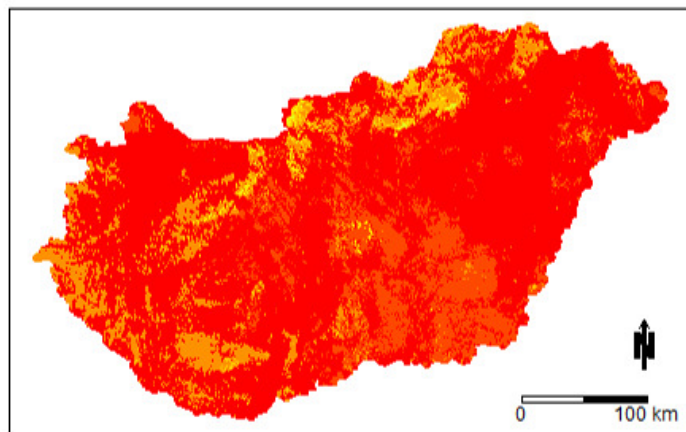
Aladin 2071-2100



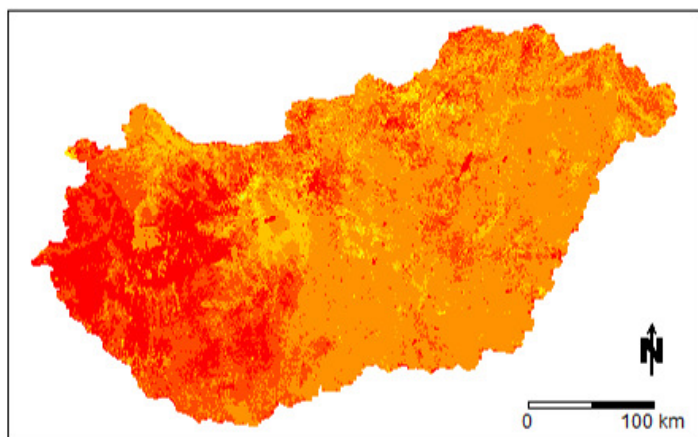
RegCM 2071-2100



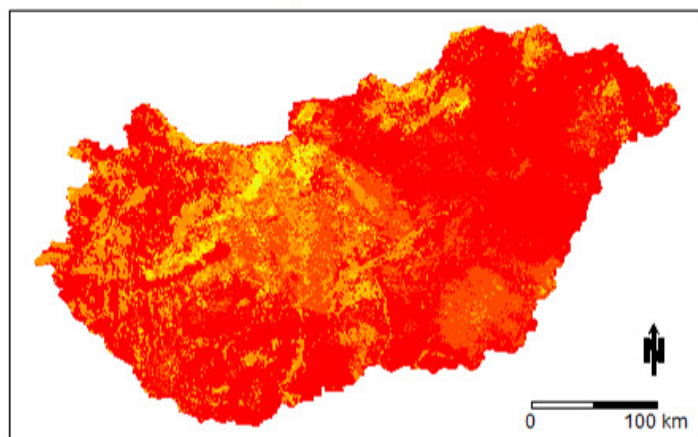
**Albizia julibrissin**  
1977-2006



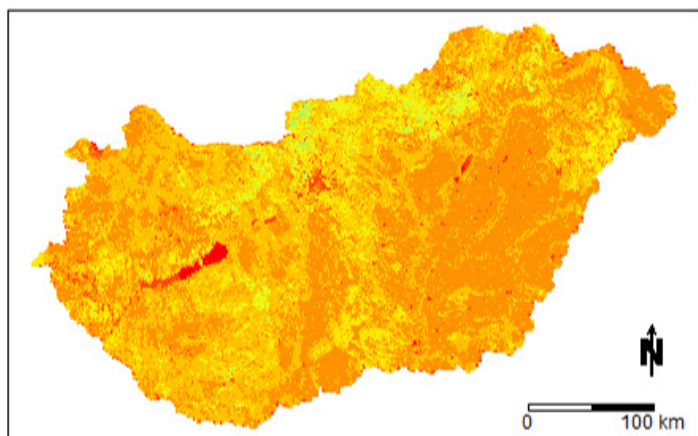
**Aladin 2021-2050**



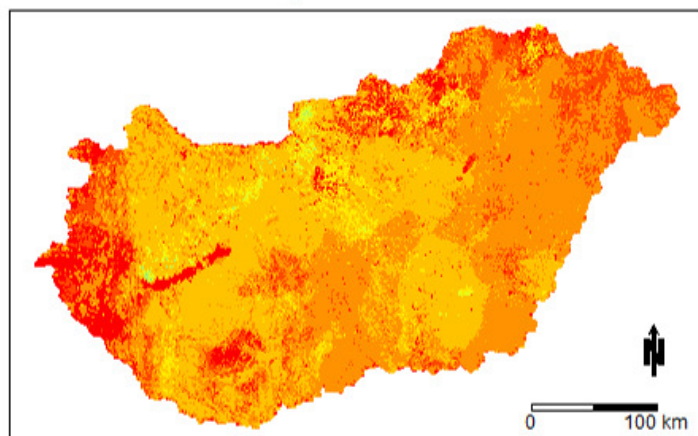
**RegCM 2021-2050**



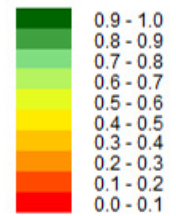
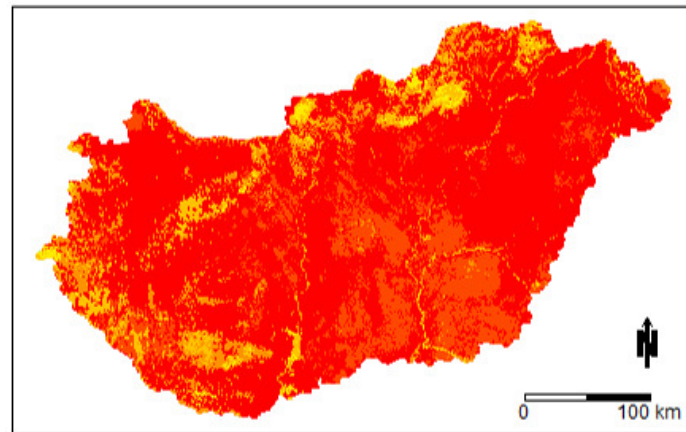
**Aladin 2071-2100**



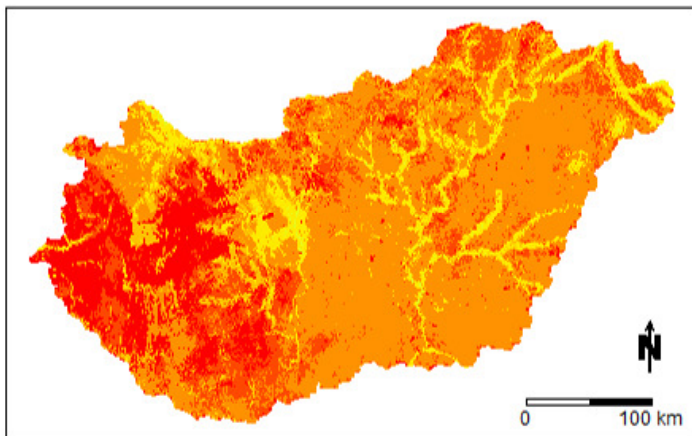
**RegCM 2071-2100**



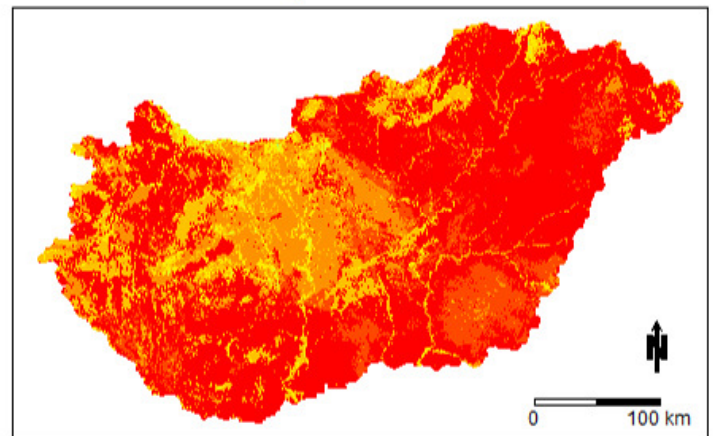
**Acer palmatum**  
1977-2006



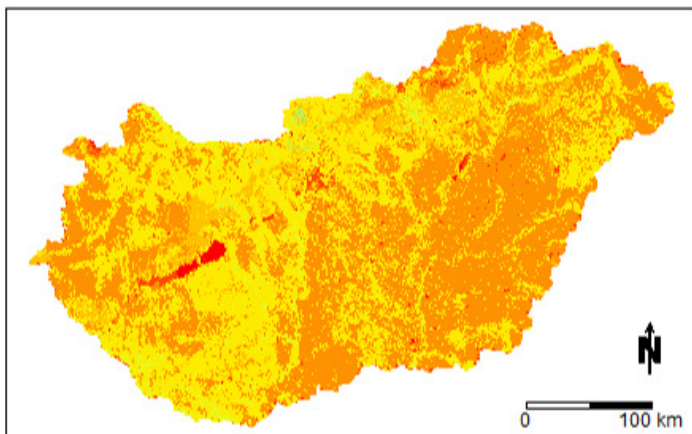
**Aladin 2021-2050**



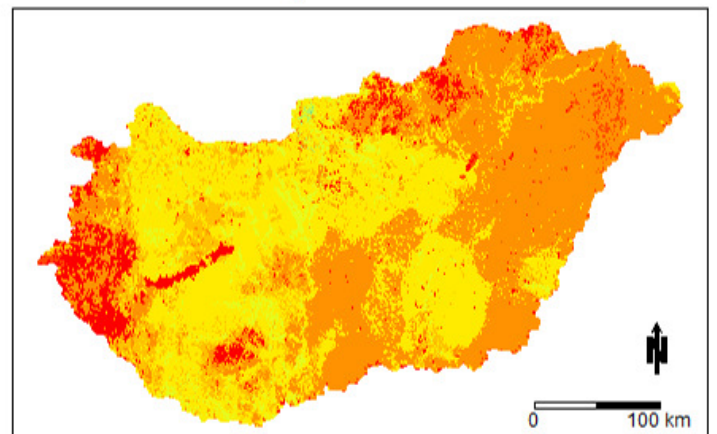
**RegCM 2021-2050**



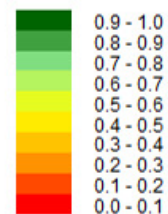
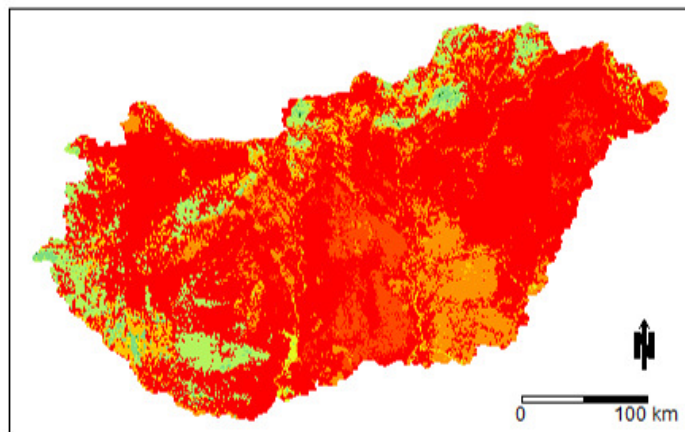
**Aladin 2071-2100**



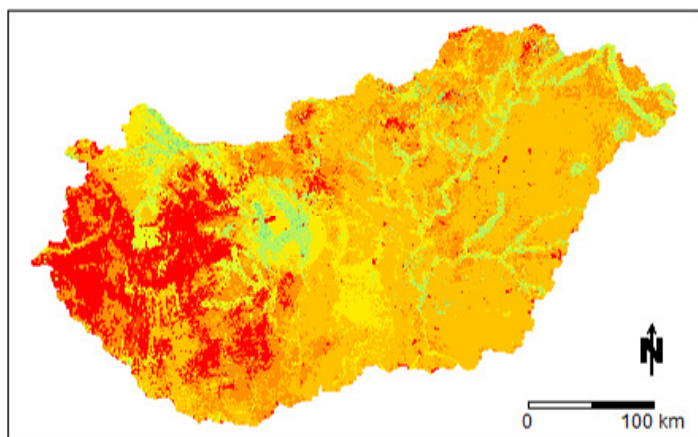
**RegCM 2071-2100**



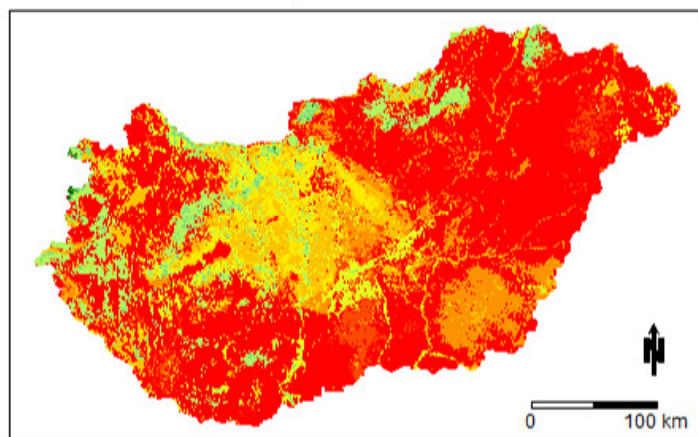
**Acer pseudoplatanus**  
1977-2006



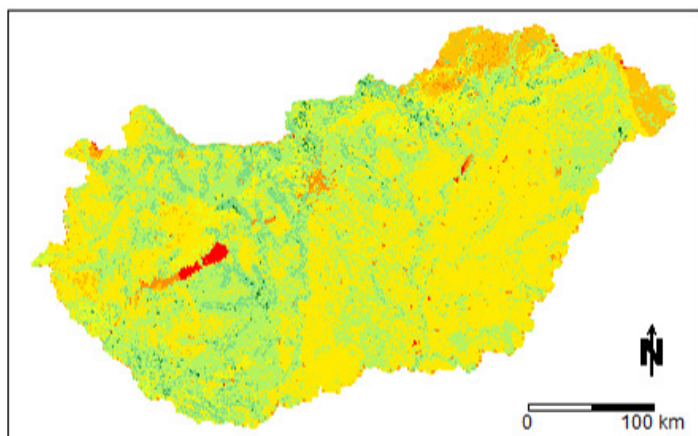
**Aladin 2021-2050**



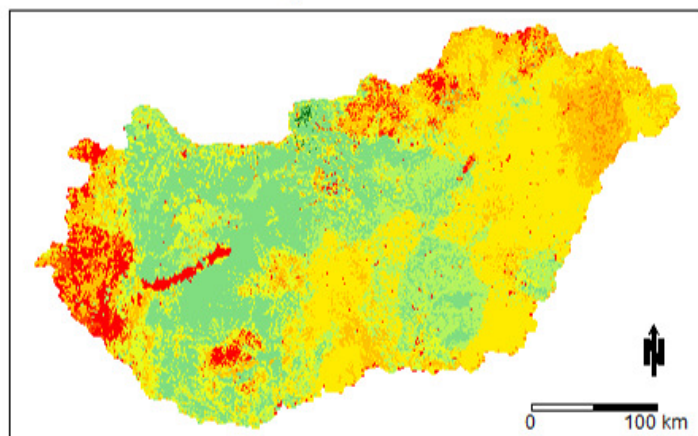
**RegCM 2021-2050**



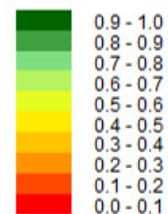
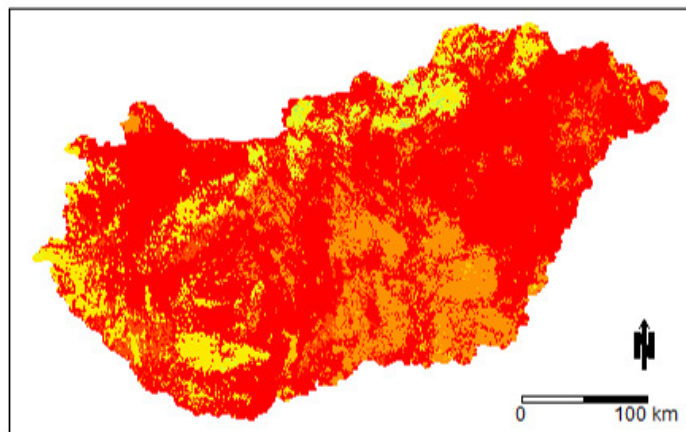
**Aladin 2071-2100**



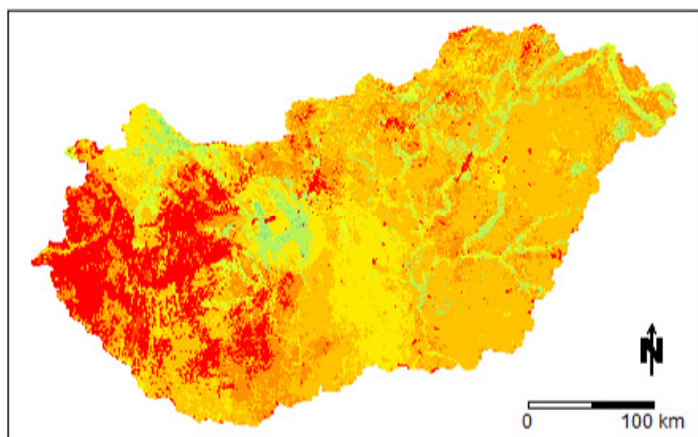
**RegCM 2071-2100**



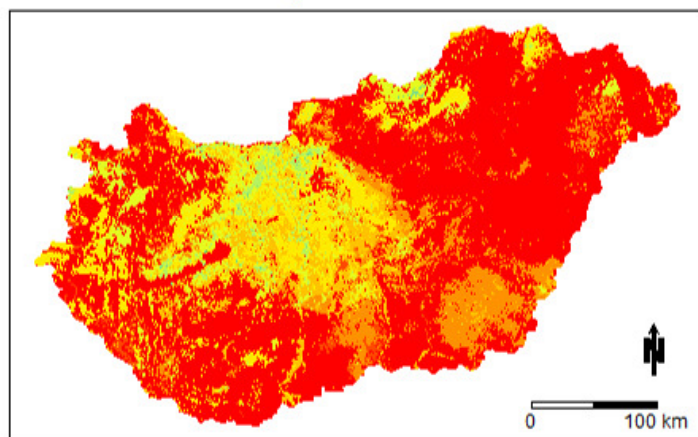
**Acer saccharinum**  
1977-2006



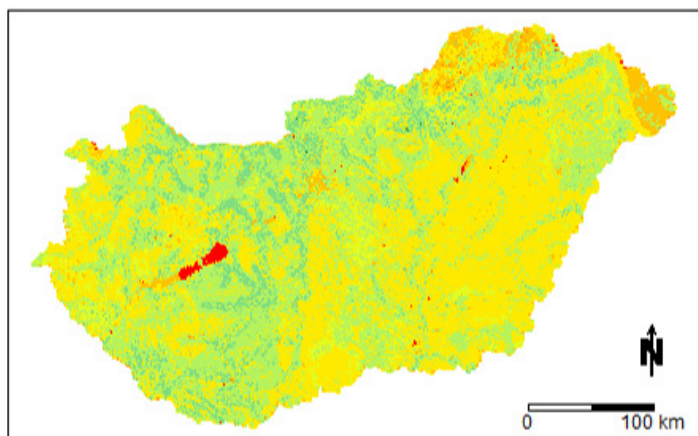
**Aladin 2021-2050**



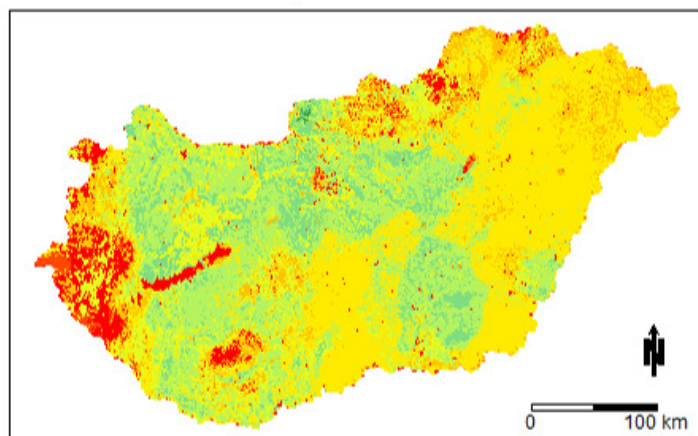
**RegCM 2021-2050**



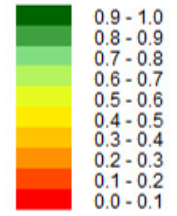
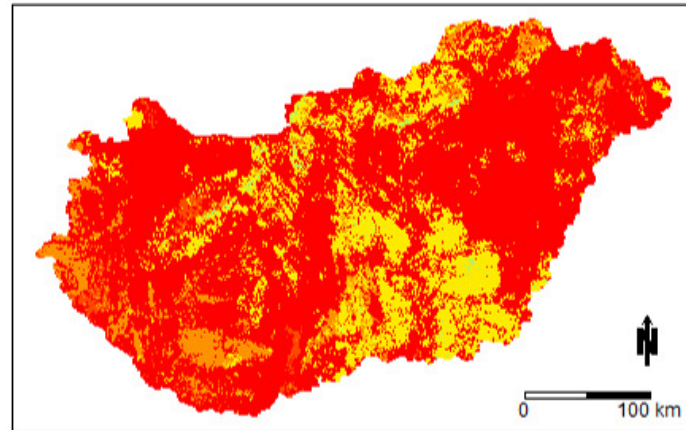
**Aladin 2071-2100**



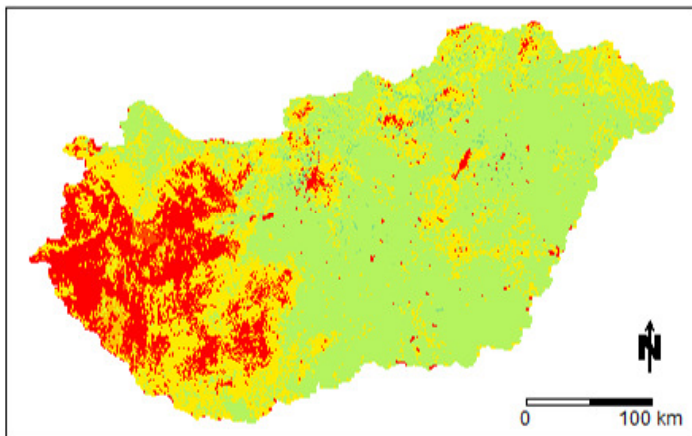
**RegCM 2071-2100**



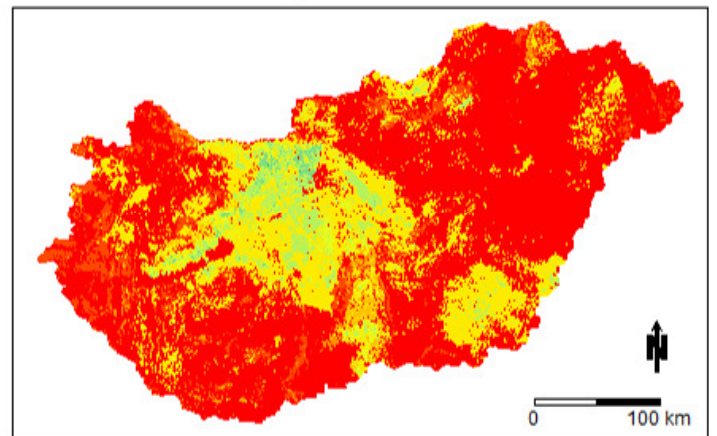
*Cercis siliquastrum*  
1977-2006



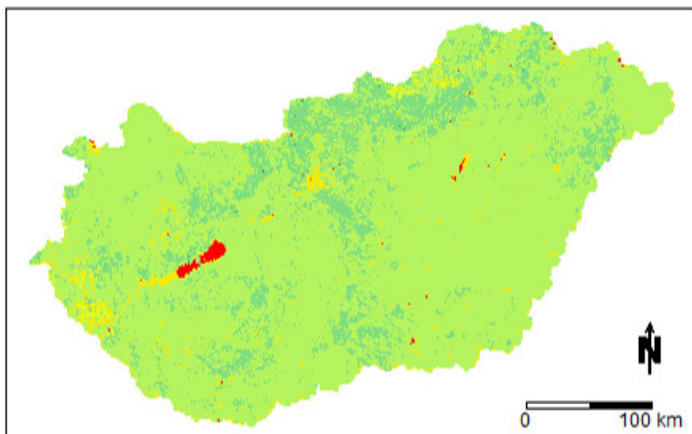
Aladin 2021-2050



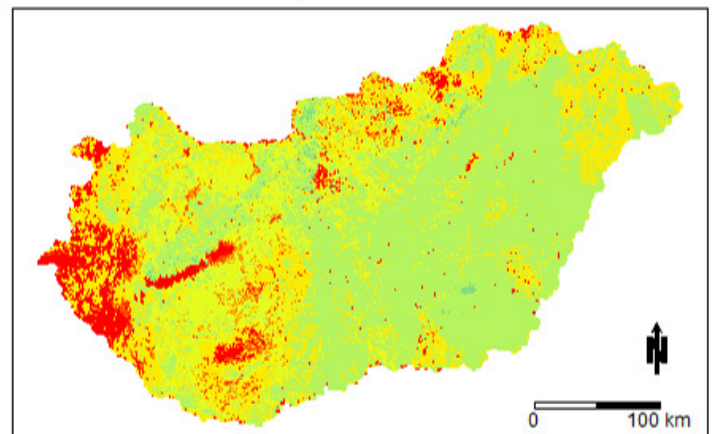
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100

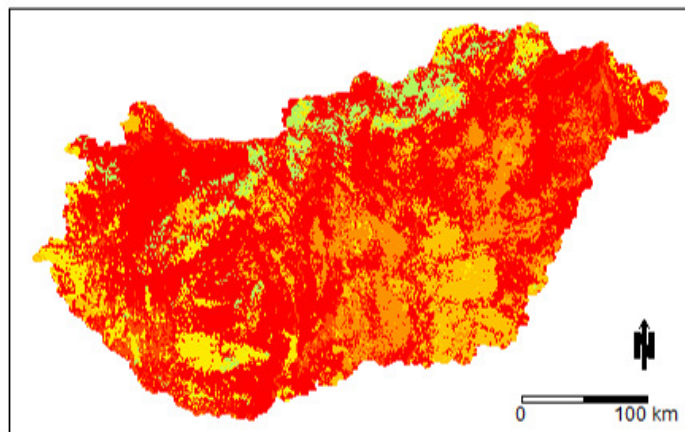


RegCM 2071-2100

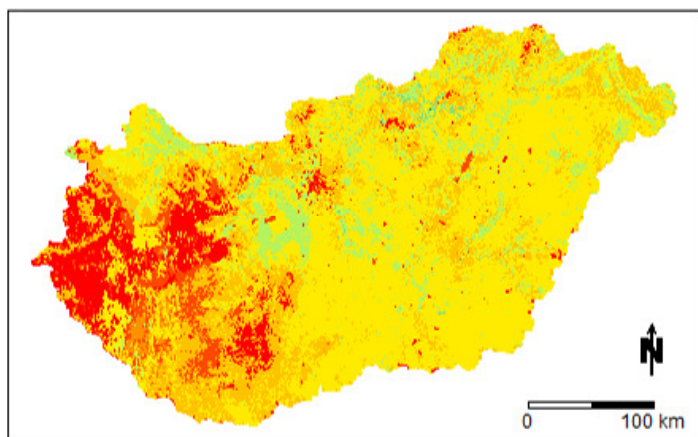




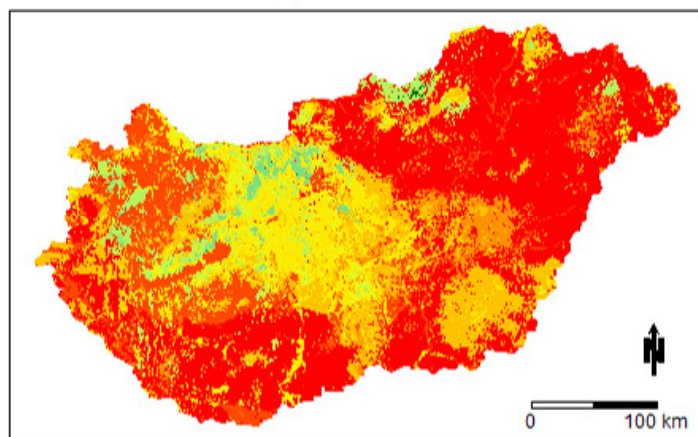
**Crataegus × lavalleei**  
1977-2006



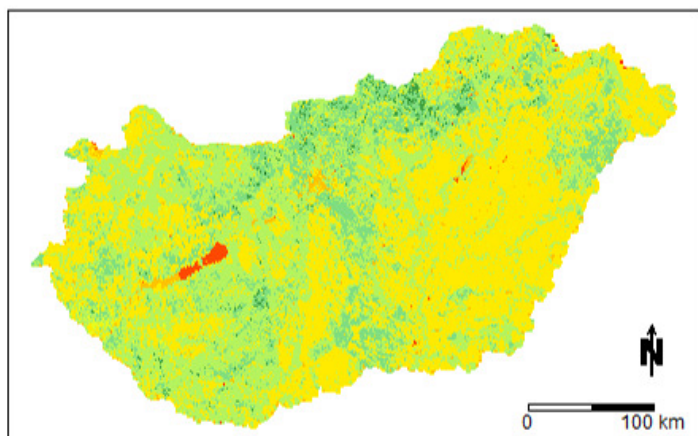
**Aladin 2021-2050**



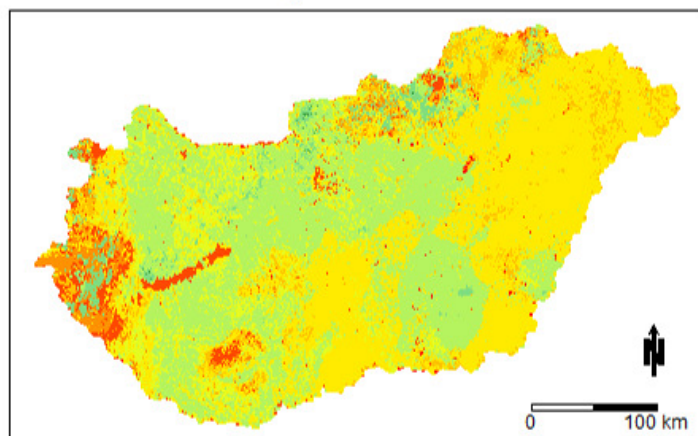
**RegCM 2021-2050**



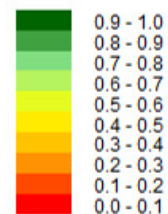
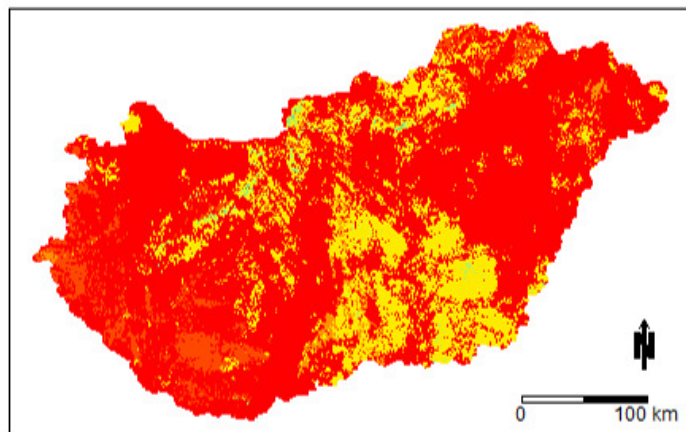
**Aladin 2071-2100**



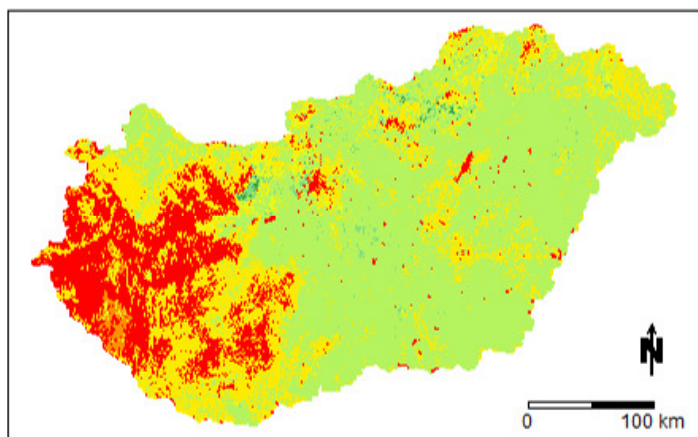
**RegCM 2071-2100**



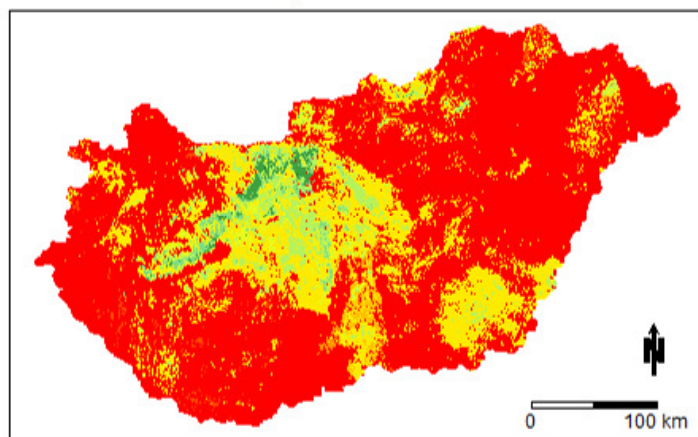
**Cupressus sempervirens**  
1977-2006



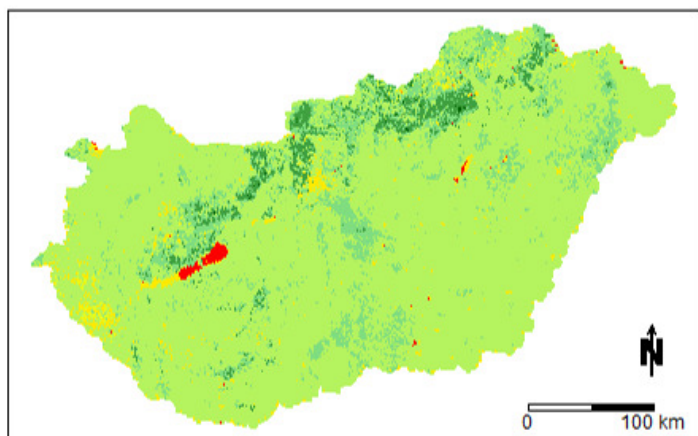
**Aladin 2021-2050**



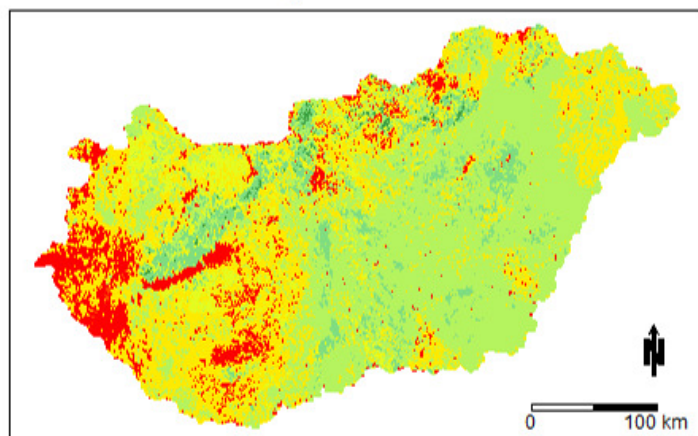
**RegCM 2021-2050**



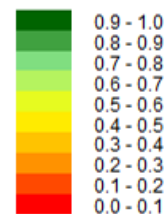
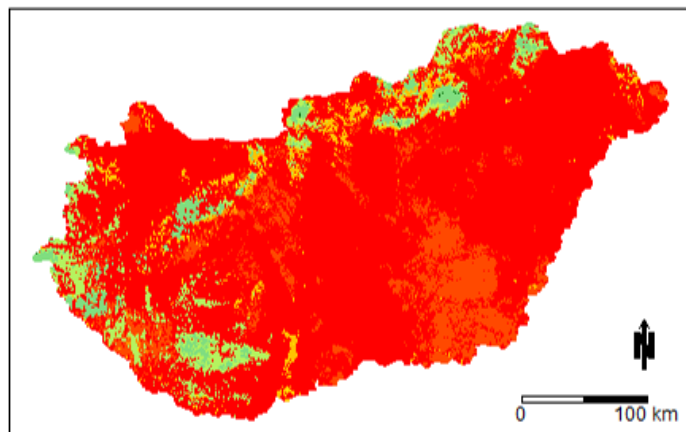
**Aladin 2071-2100**



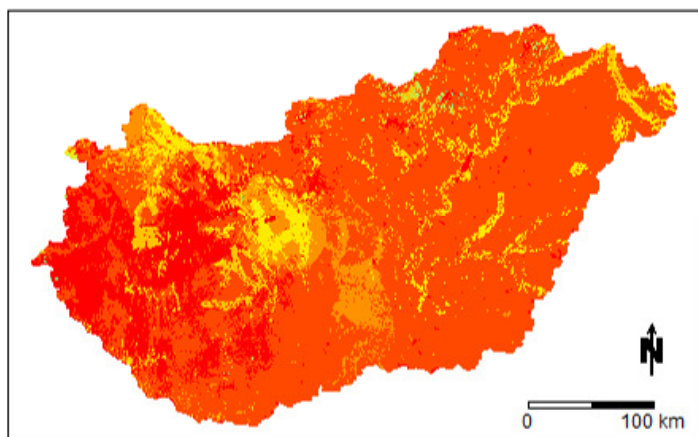
**RegCM 2071-2100**



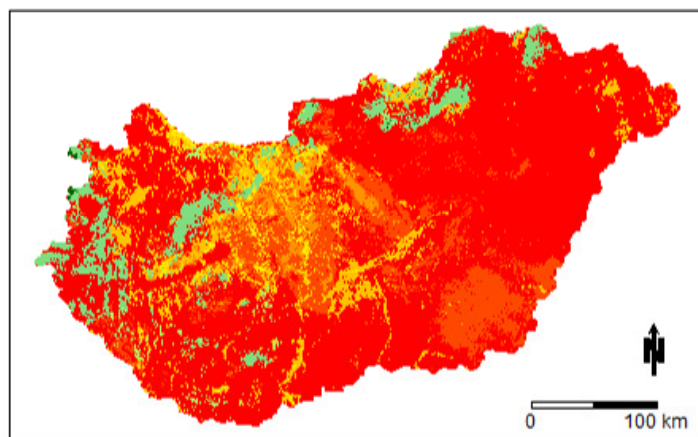
**Fagus sylvatica**  
1977-2006



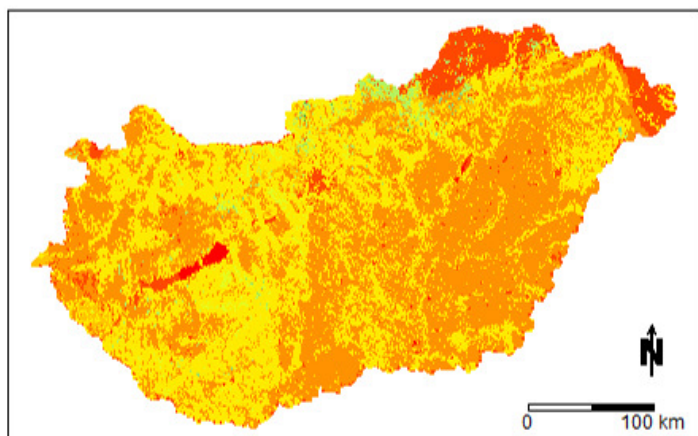
**Aladin 2021-2050**



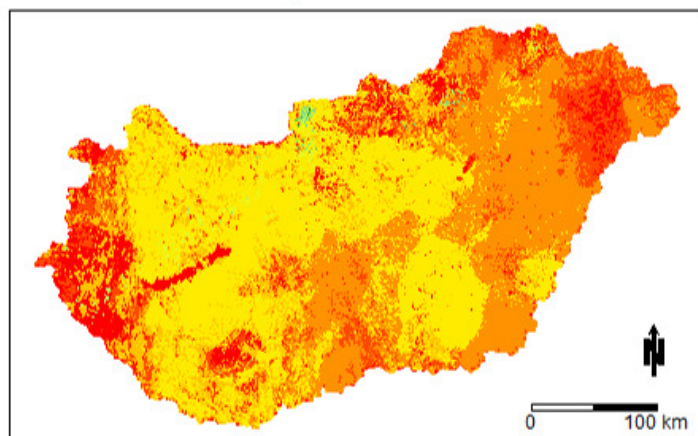
**RegCM 2021-2050**



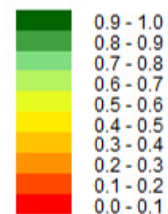
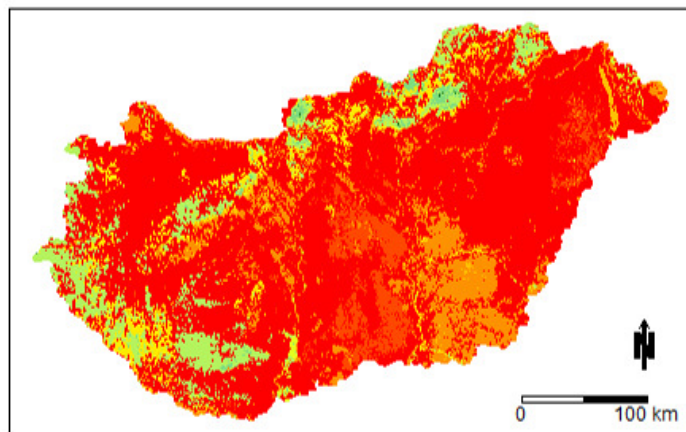
**Aladin 2071-2100**



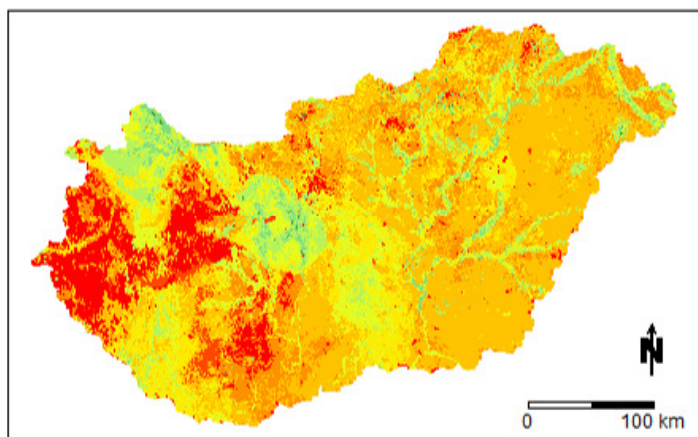
**RegCM 2071-2100**



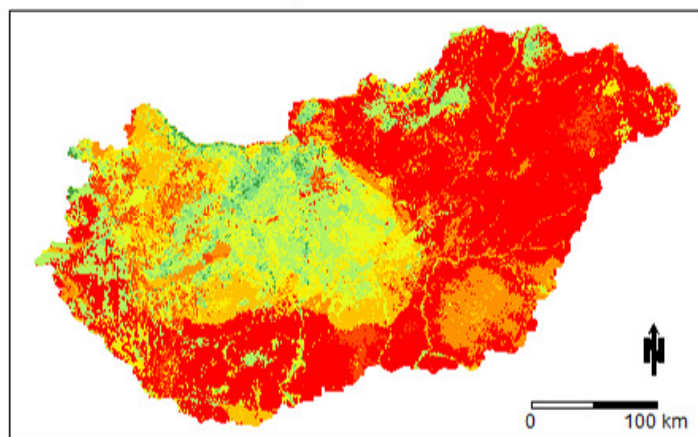
**Fraxinus excelsior**  
1977-2006



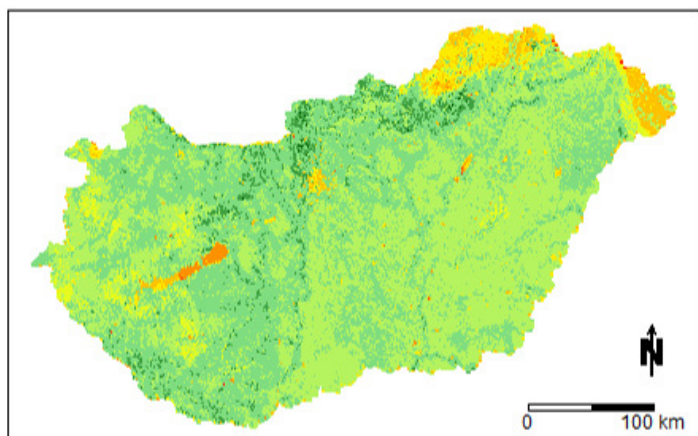
**Aladin 2021-2050**



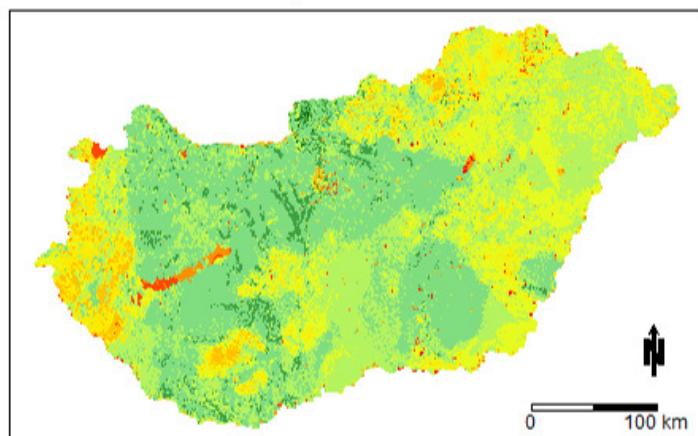
**RegCM 2021-2050**



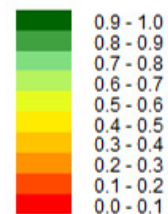
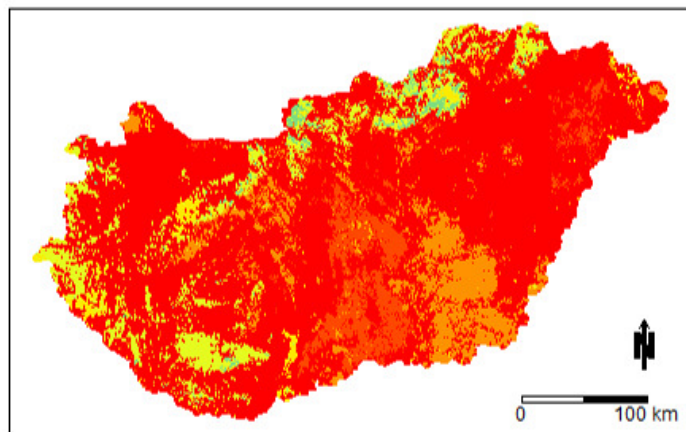
**Aladin 2071-2100**



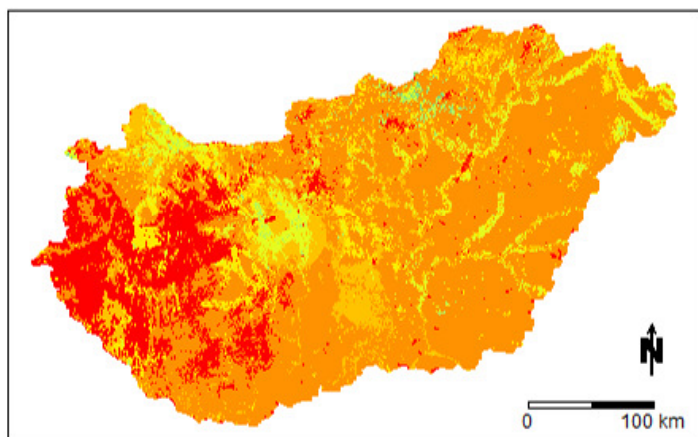
**RegCM 2071-2100**



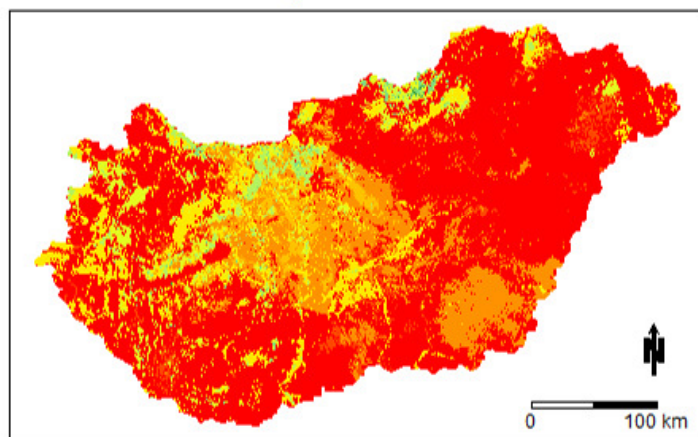
**Ginkgo biloba**  
1977-2006



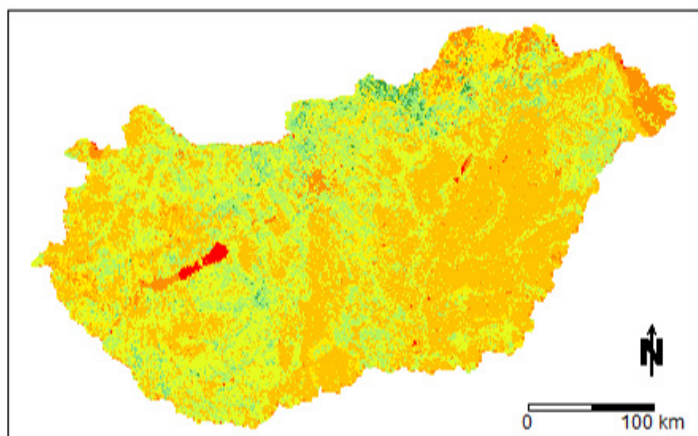
**Aladin 2021-2050**



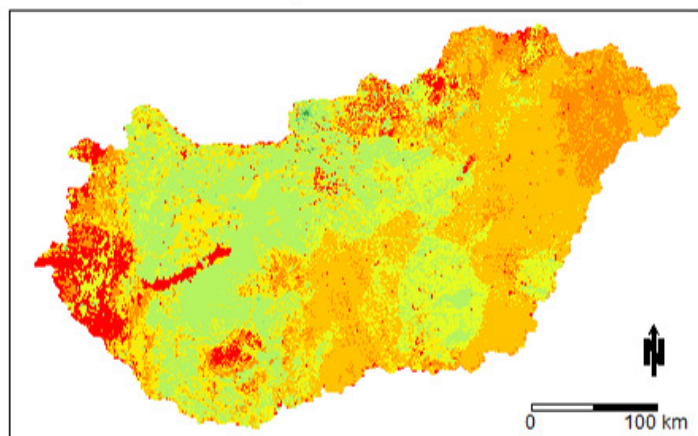
**RegCM 2021-2050**



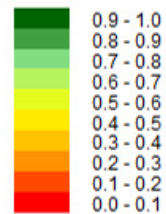
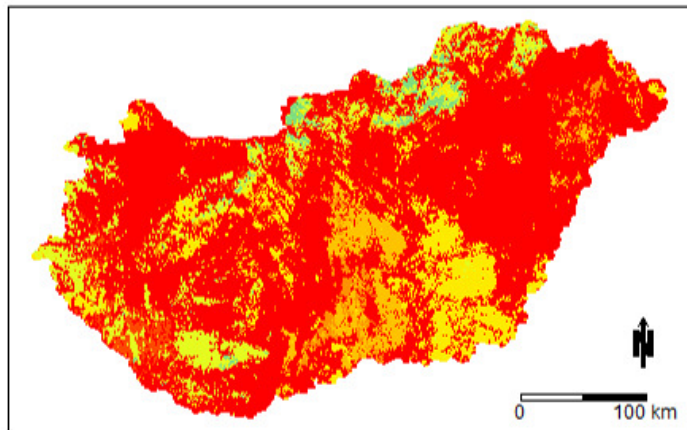
**Aladin 2071-2100**



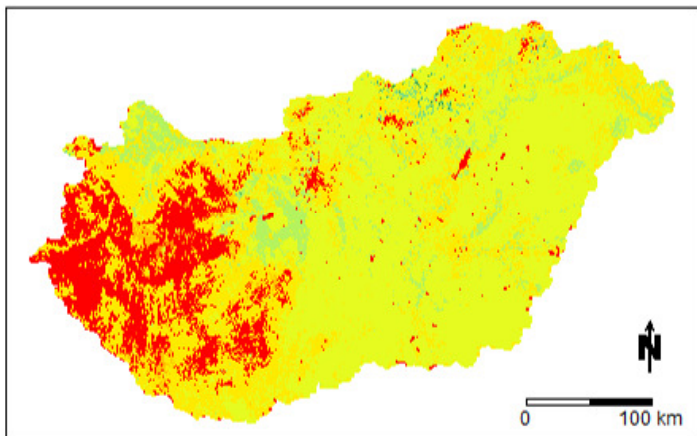
**RegCM 2071-2100**



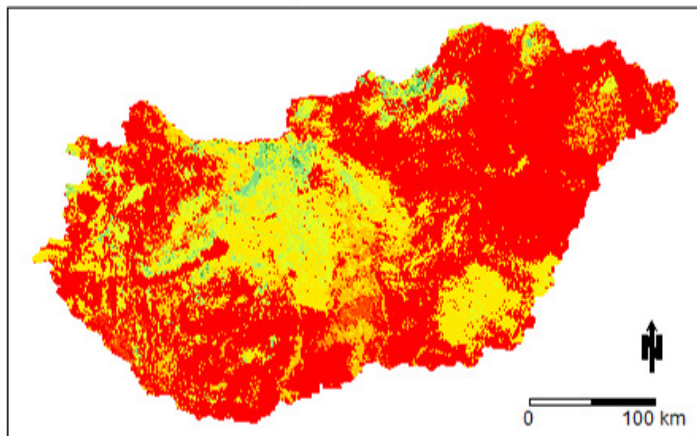
× *Hesperotropsis leylandii*  
1977-2006



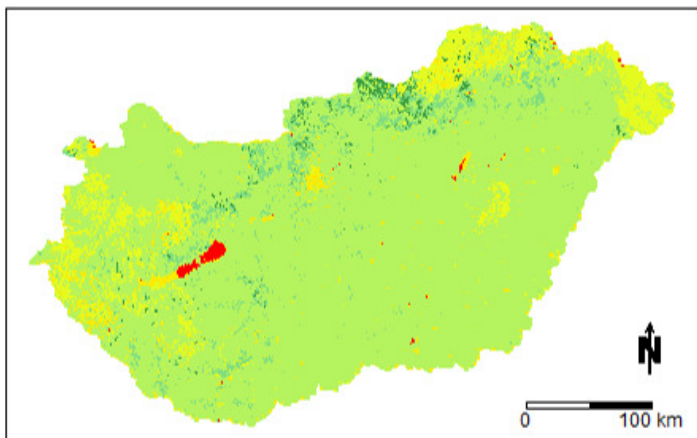
Aladin 2021-2050



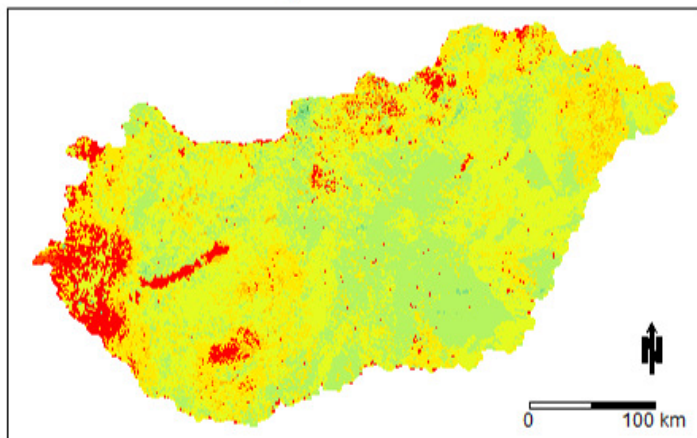
RegCM 2021-2050



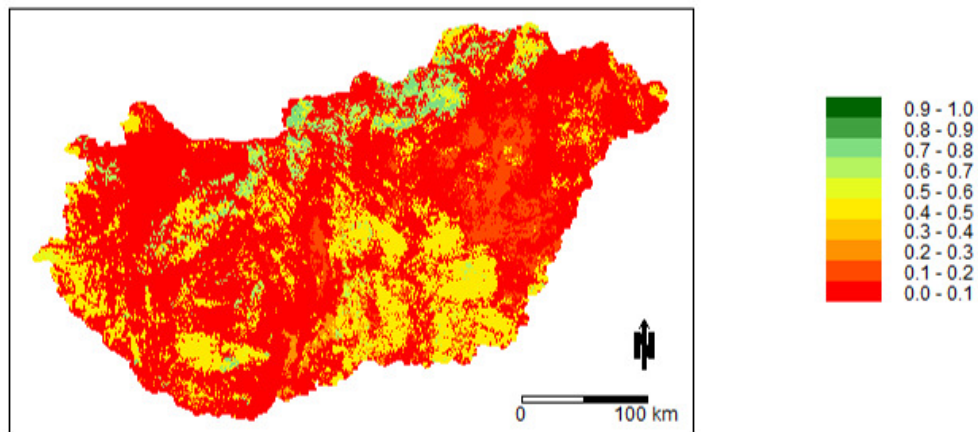
Aladin 2071-2100



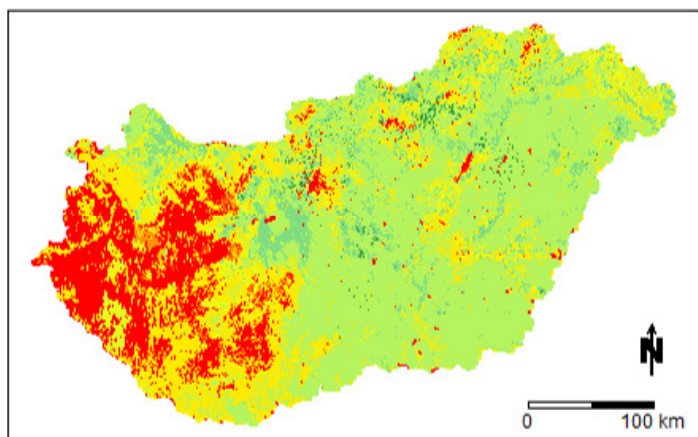
RegCM 2071-2100



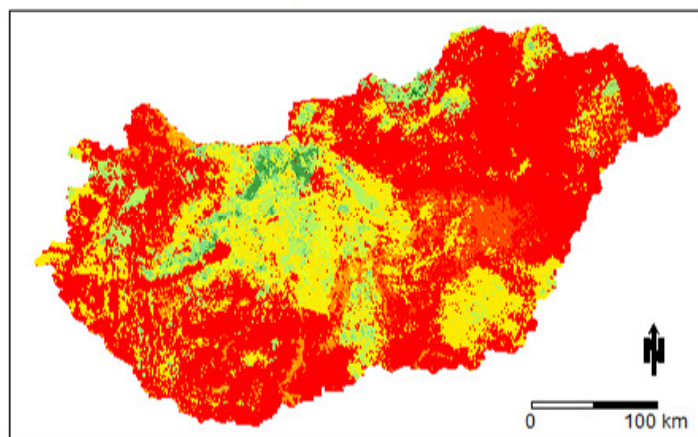
*Juniperus virginiana*  
1977-2006



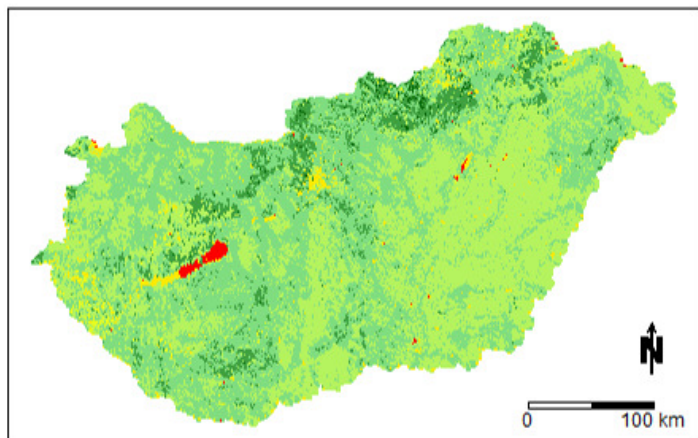
Aladin 2021-2050



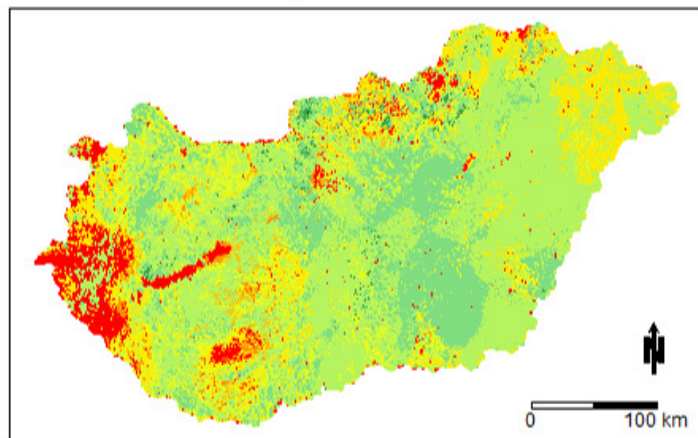
RegCM 2021-2050



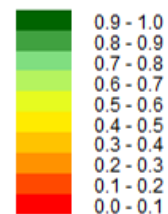
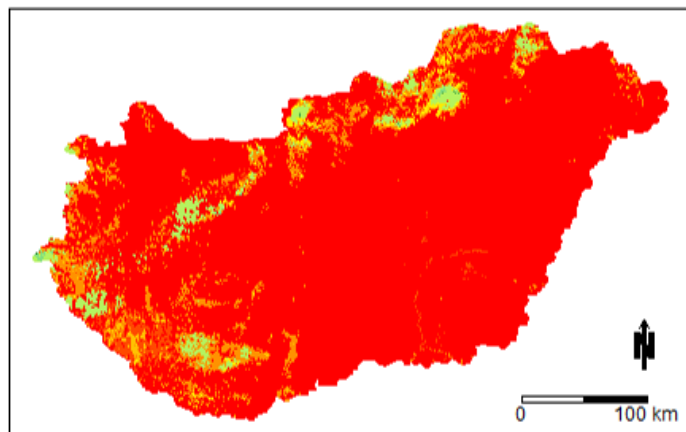
Aladin 2071-2100



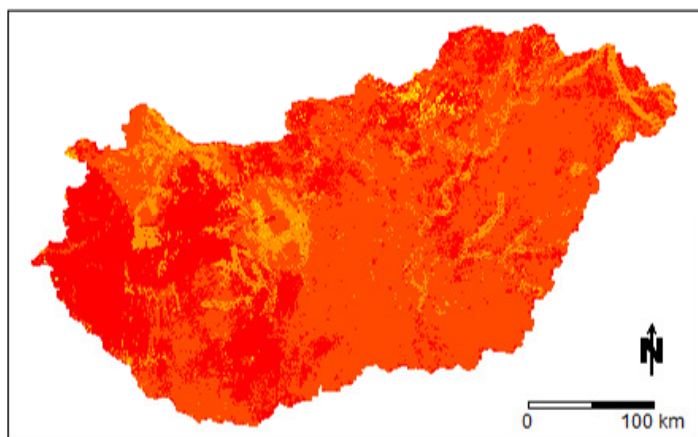
RegCM 2071-2100



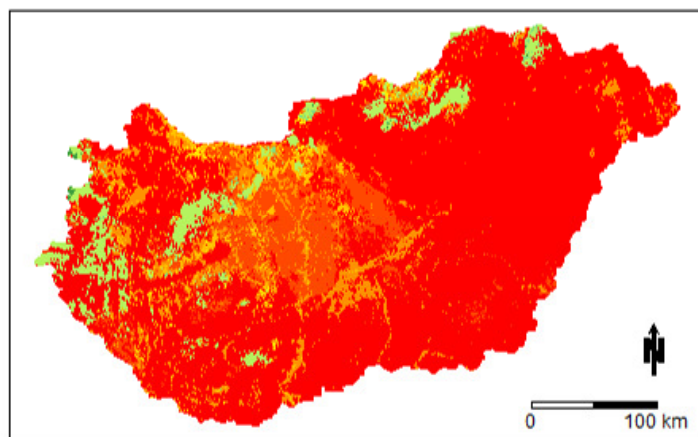
**Larix decidua**  
1977-2006



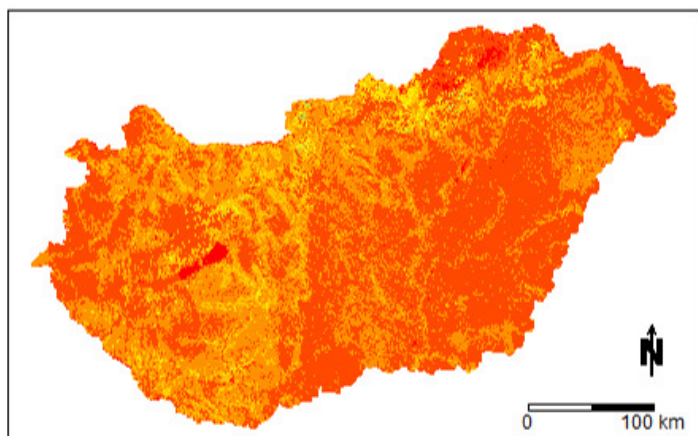
**Aladin 2021-2050**



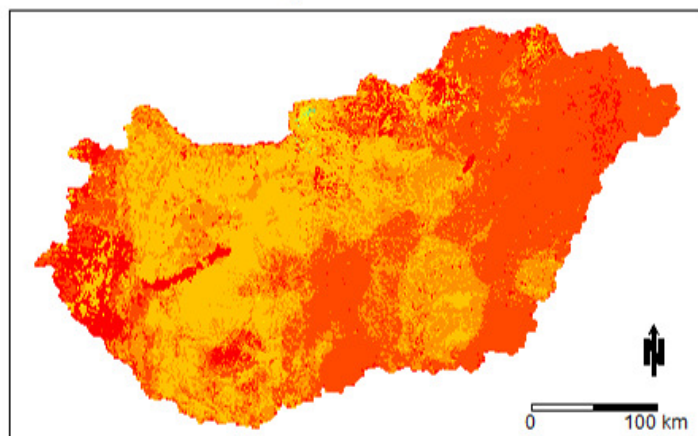
**RegCM 2021-2050**



**Aladin 2071-2100**

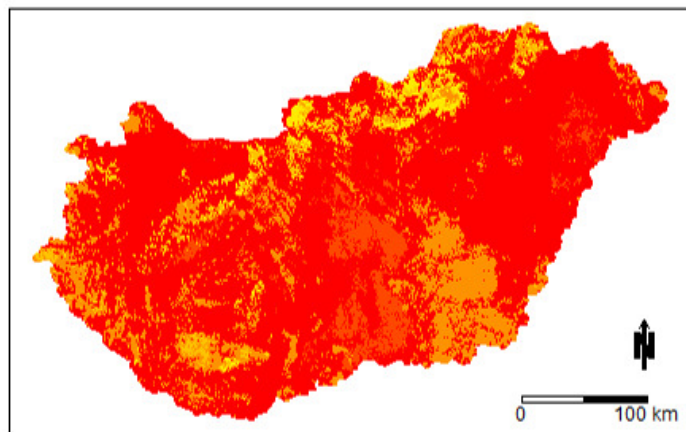


**RegCM 2071-2100**

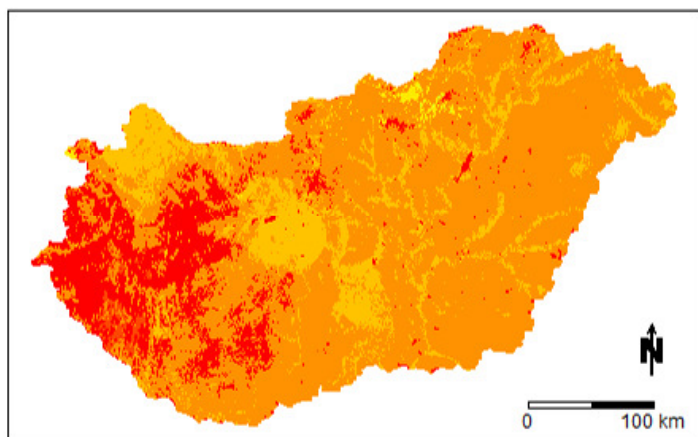




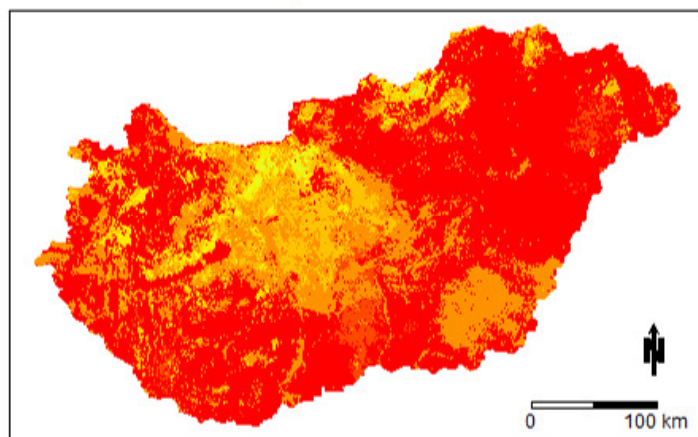
**Magnolia grandiflora**  
1977-2006



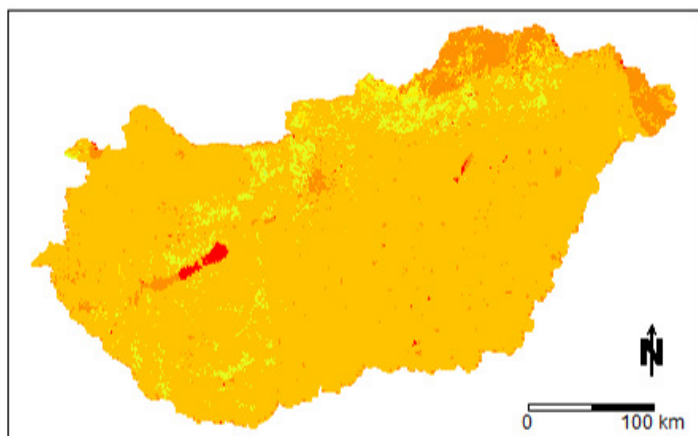
**Aladin 2021-2050**



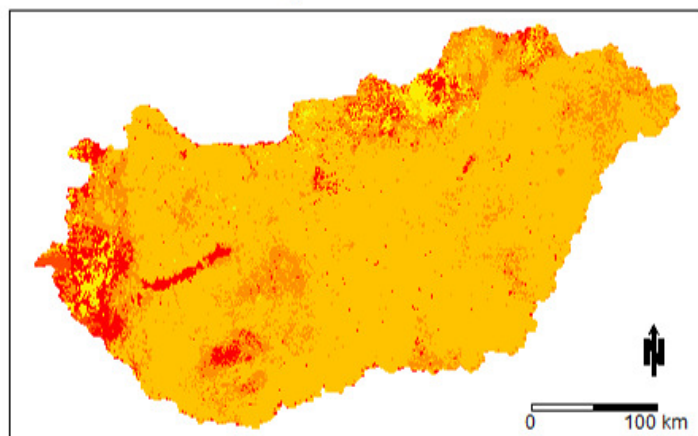
**RegCM 2021-2050**



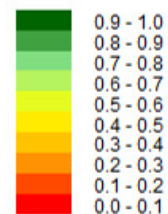
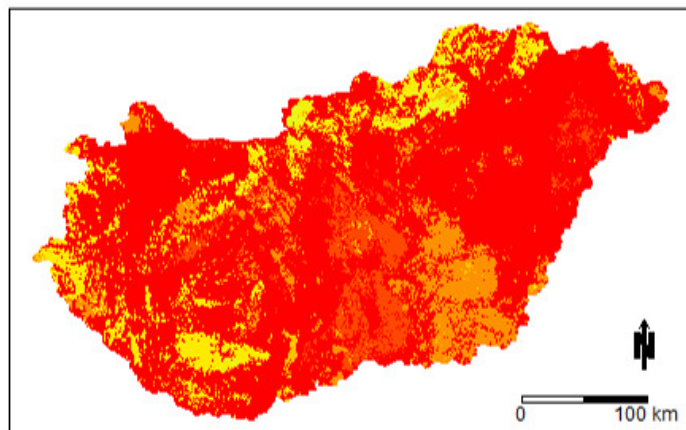
**Aladin 2071-2100**



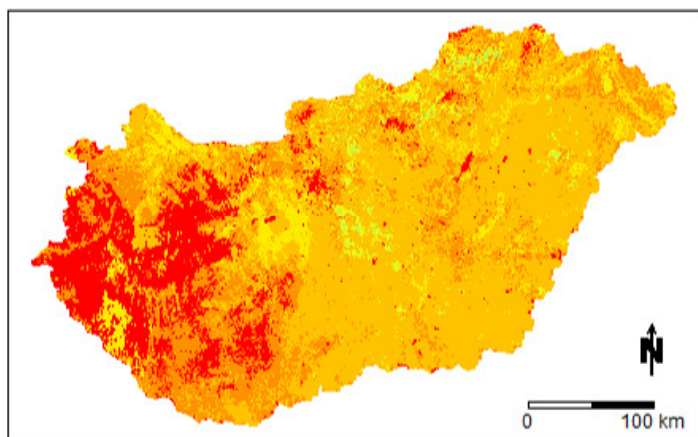
**RegCM 2071-2100**



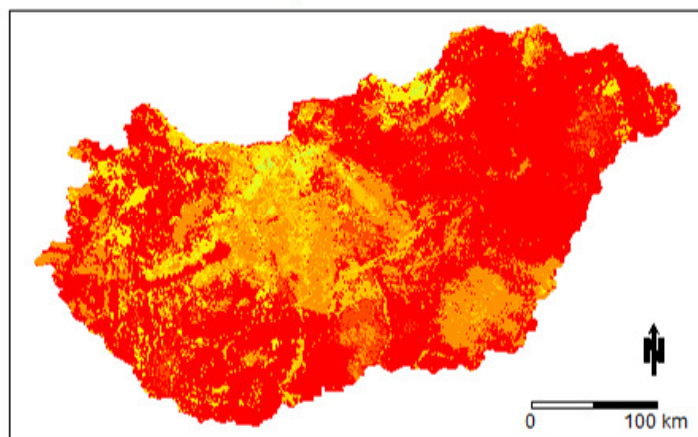
**Paulownia tomentosa**  
1977-2006



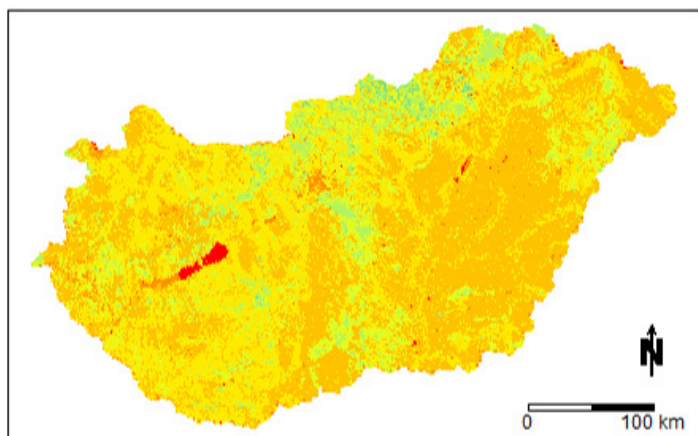
**Aladin 2021-2050**



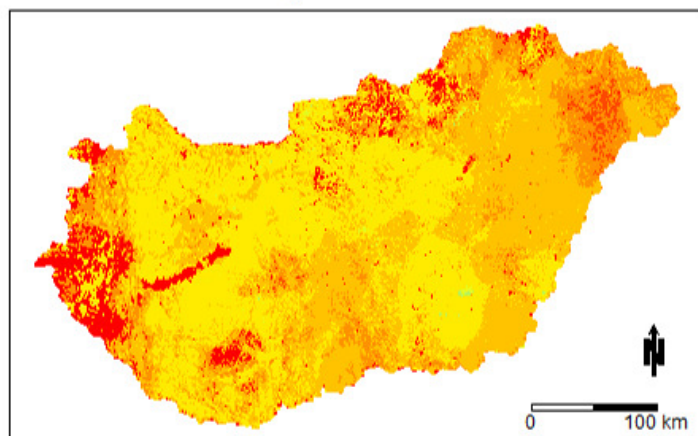
**RegCM 2021-2050**



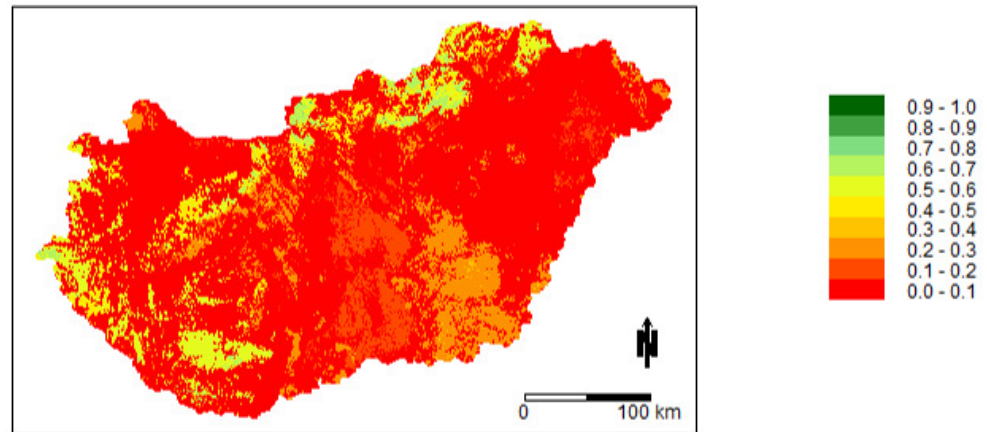
**Aladin 2071-2100**



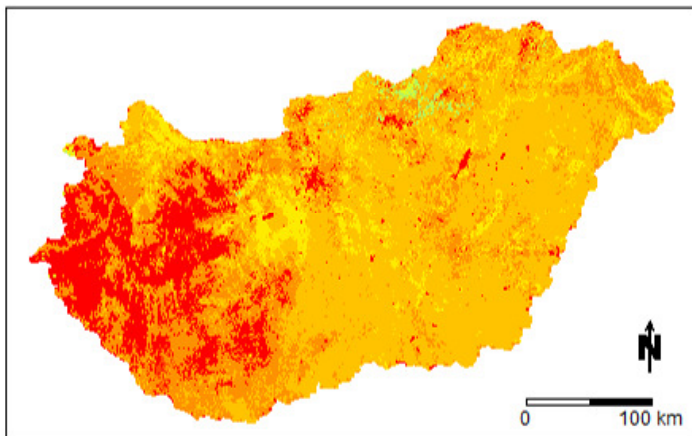
**RegCM 2071-2100**



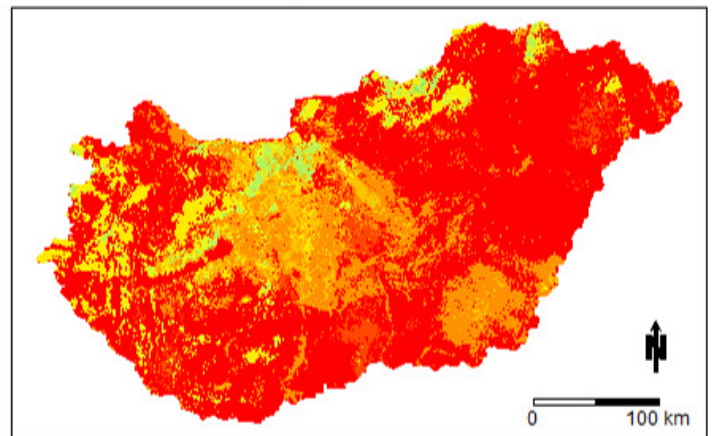
*Picea pungens*  
1977-2006



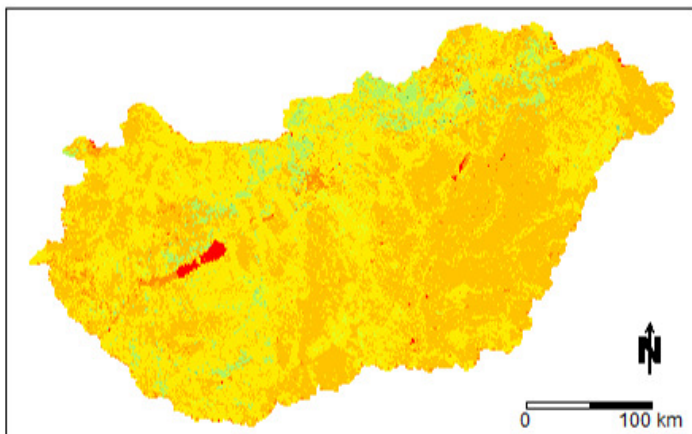
Aladin 2021-2050



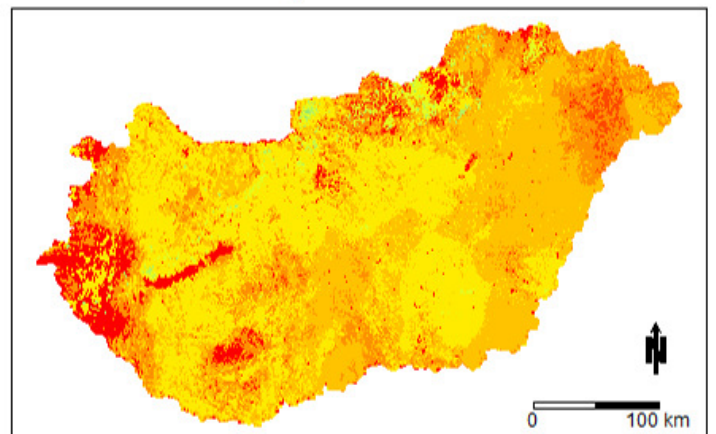
RegCM 2021-2050



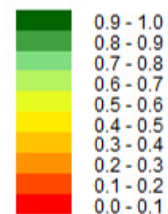
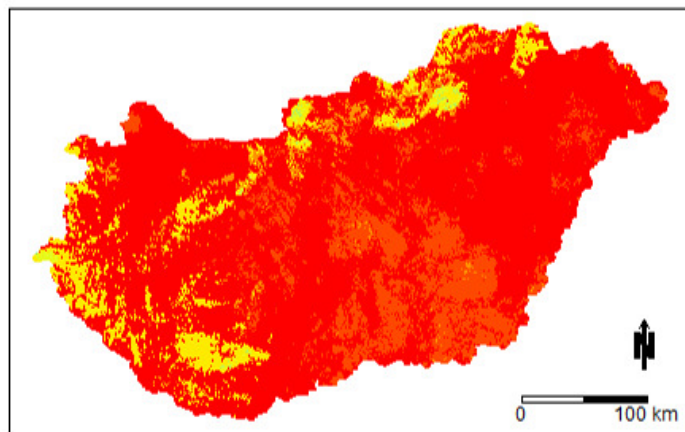
Aladin 2071-2100



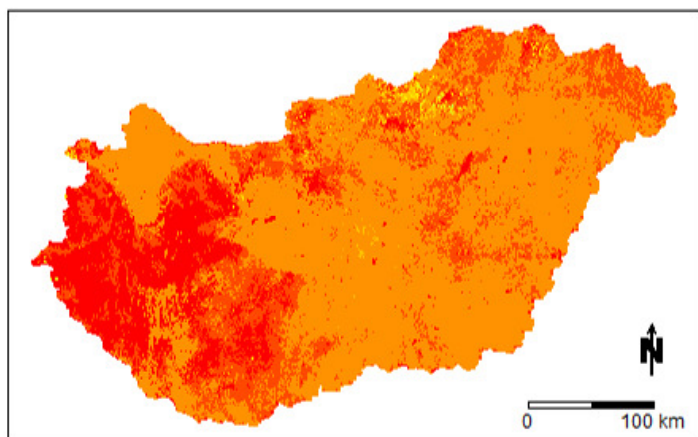
RegCM 2071-2100



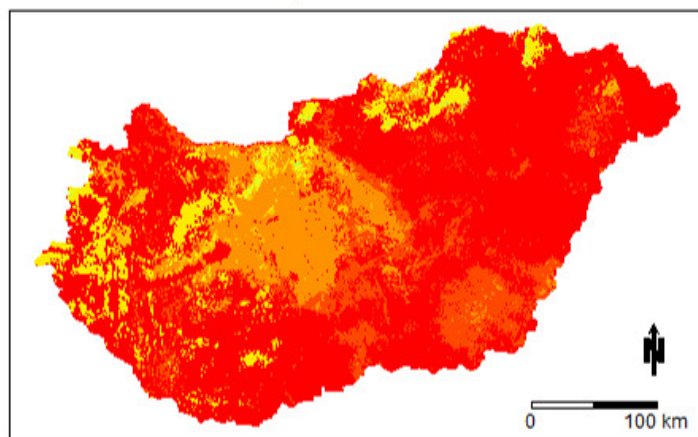
**Pinus strobus**  
1977-2006



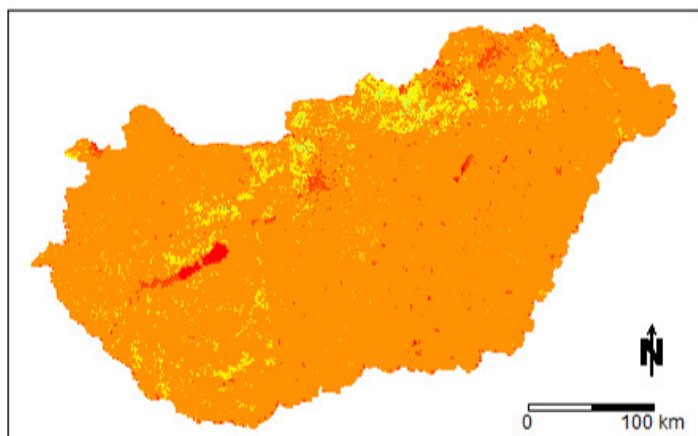
**Aladin 2021-2050**



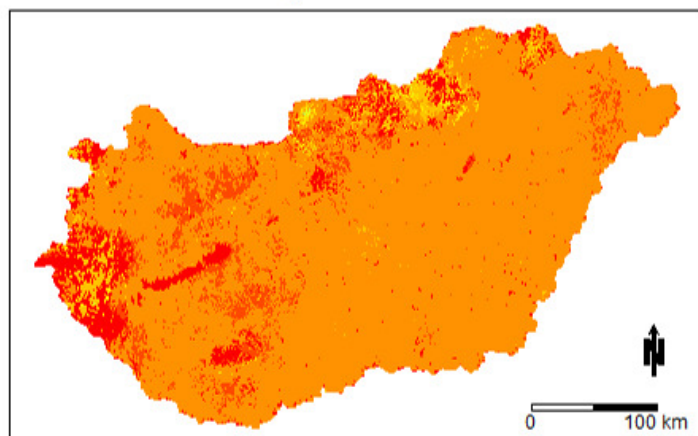
**RegCM 2021-2050**



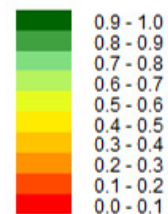
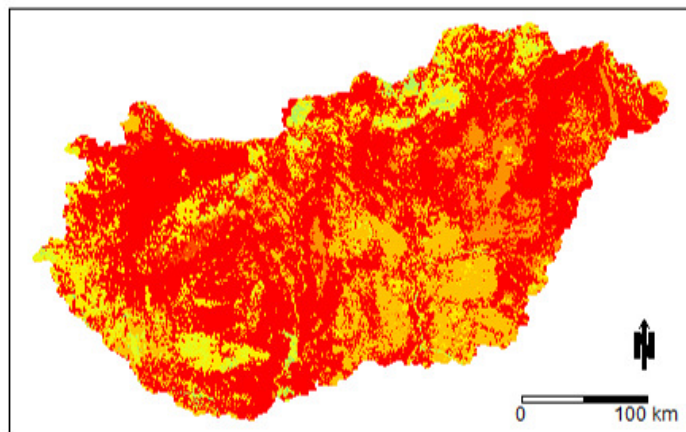
**Aladin 2071-2100**



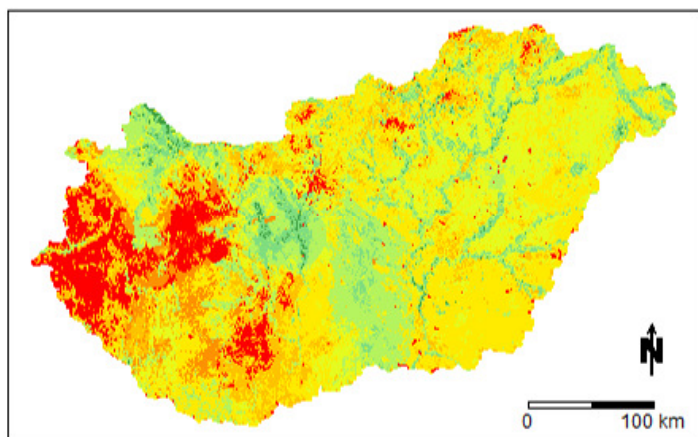
**RegCM 2071-2100**



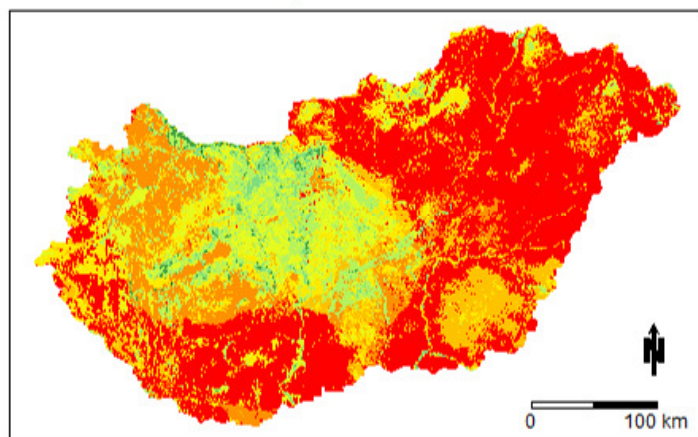
**Populus simonii**  
1977-2006



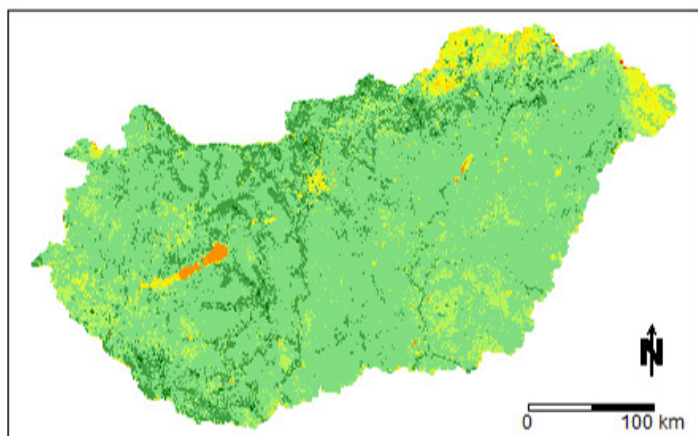
**Aladin 2021-2050**



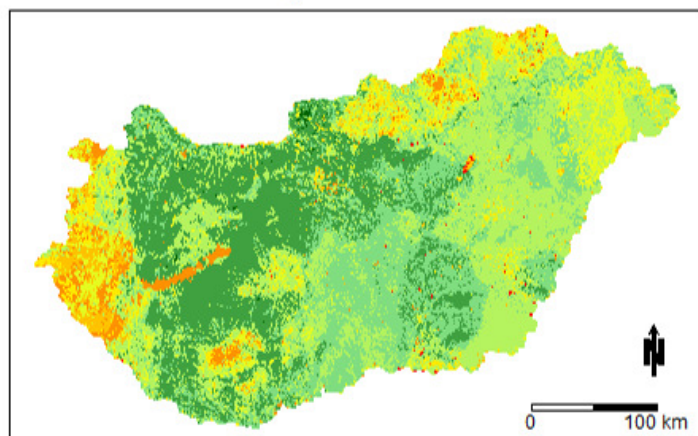
**RegCM 2021-2050**



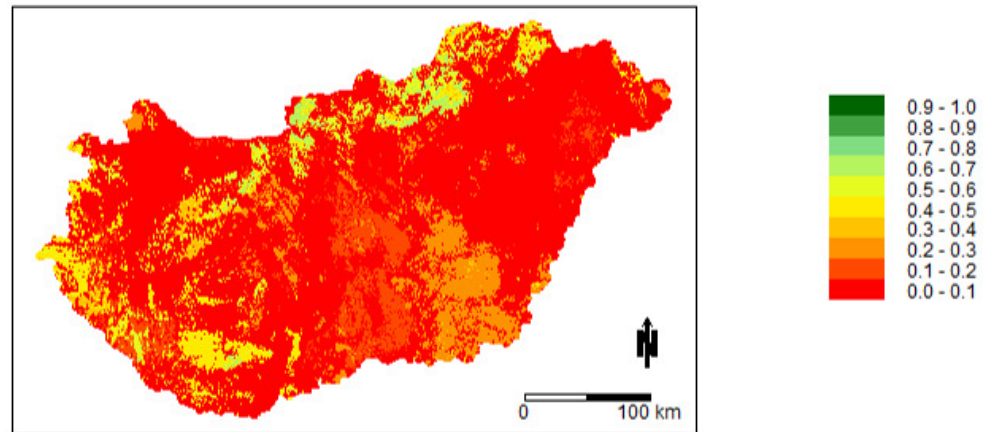
**Aladin 2071-2100**



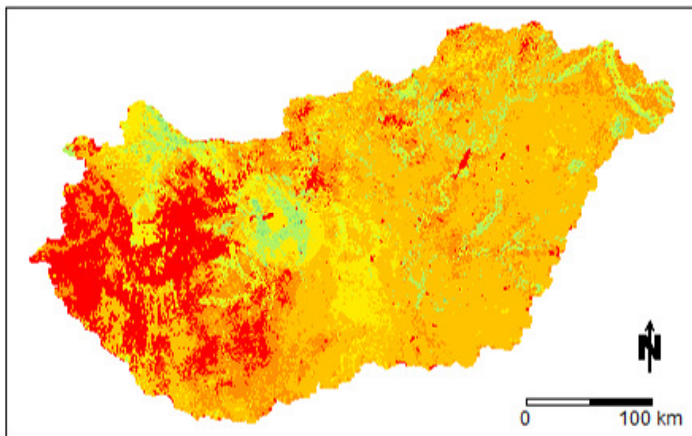
**RegCM 2071-2100**



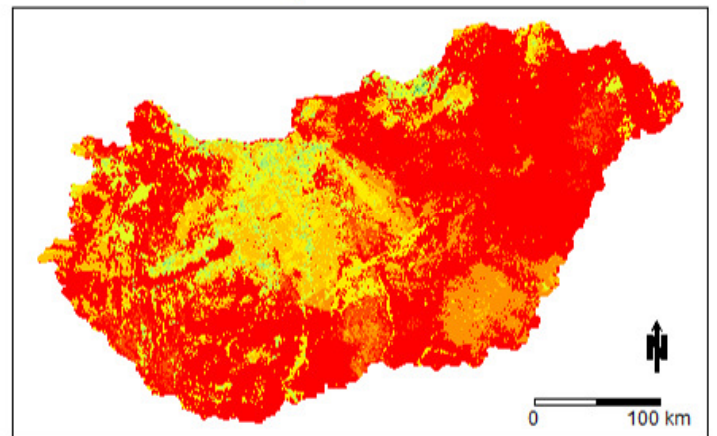
*Prunus serrulata*  
1977-2006



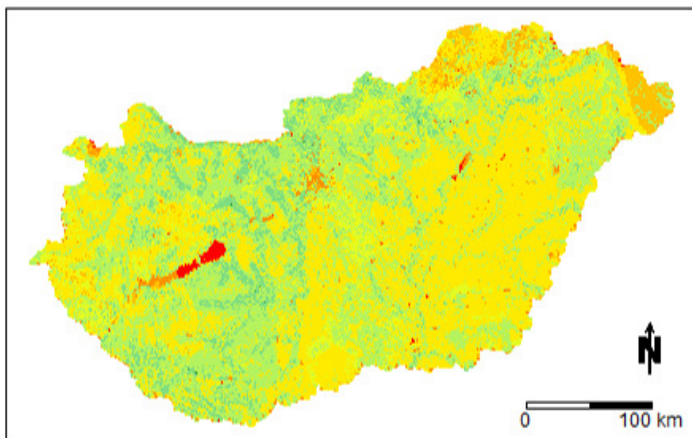
Aladin 2021-2050



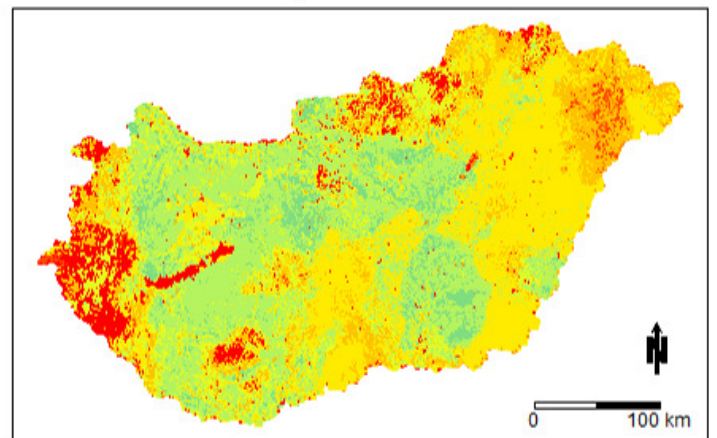
RegCM 2021-2050



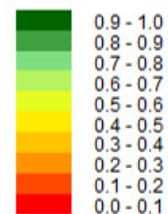
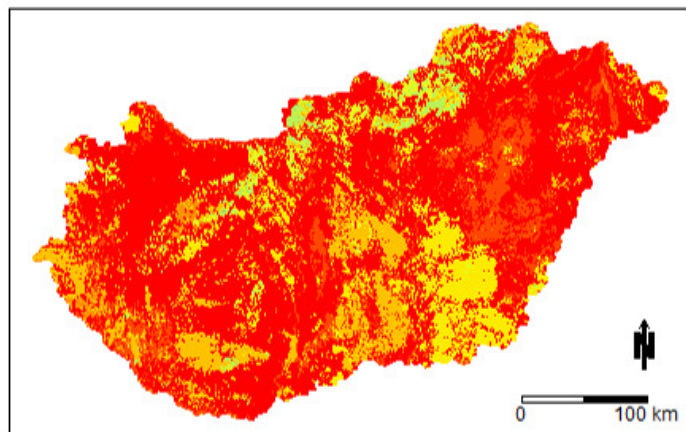
Aladin 2071-2100



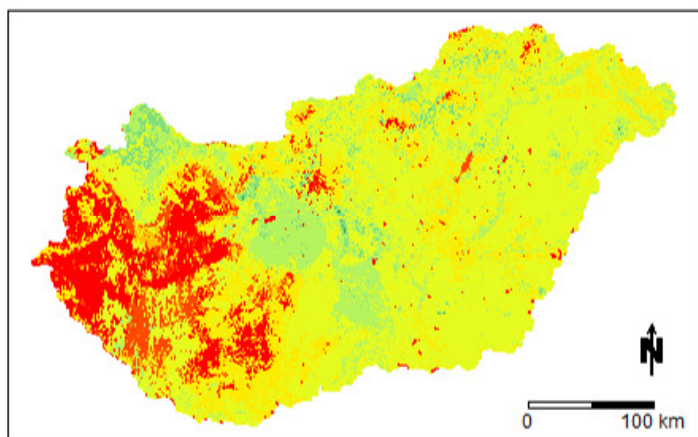
RegCM 2071-2100



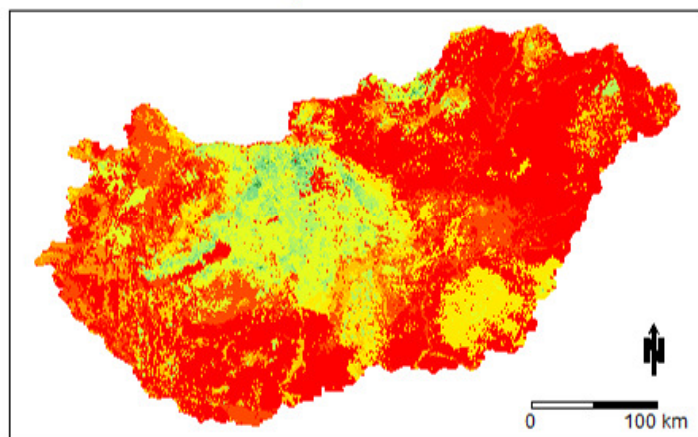
**Pyrus calleryana**  
1977-2006



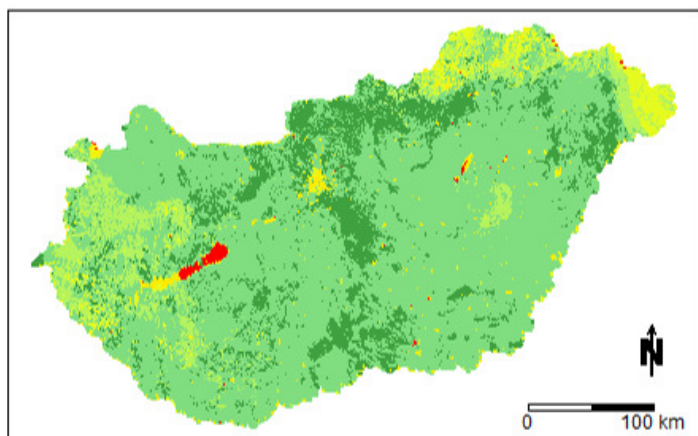
**Aladin 2021-2050**



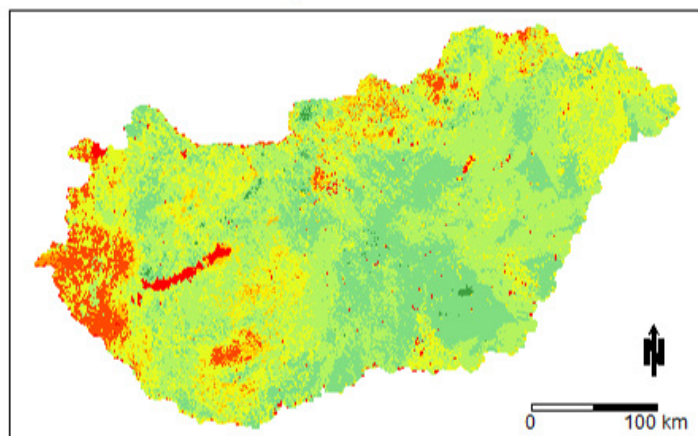
**RegCM 2021-2050**



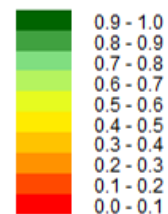
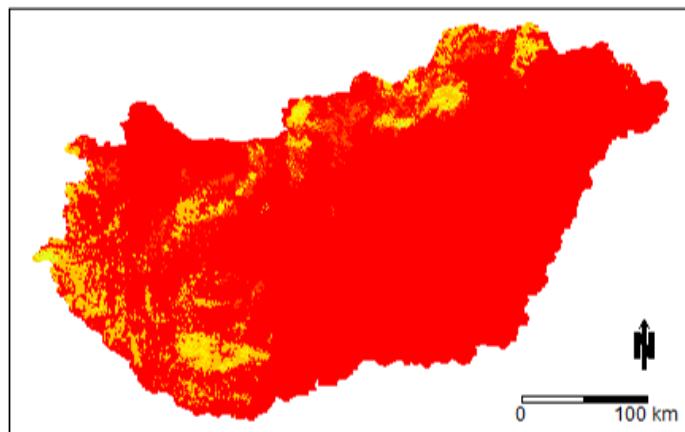
**Aladin 2071-2100**



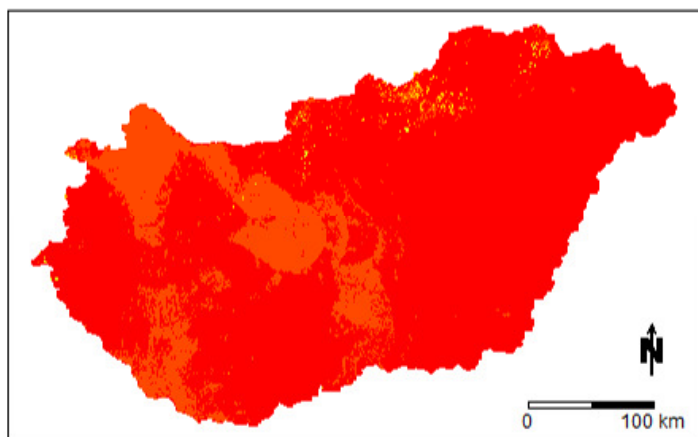
**RegCM 2071-2100**



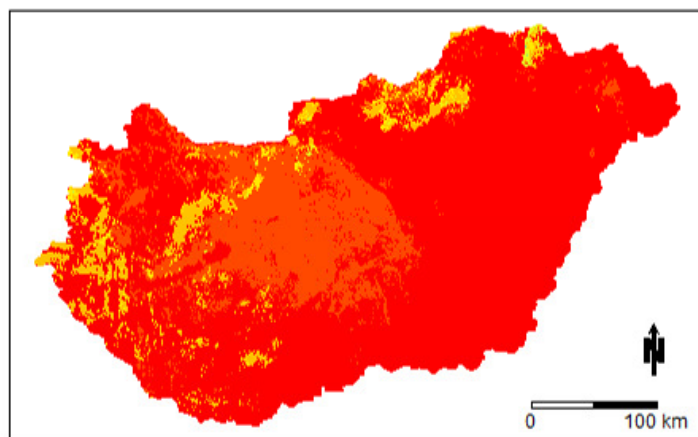
**Rhododendron catawbiense**  
1977-2006



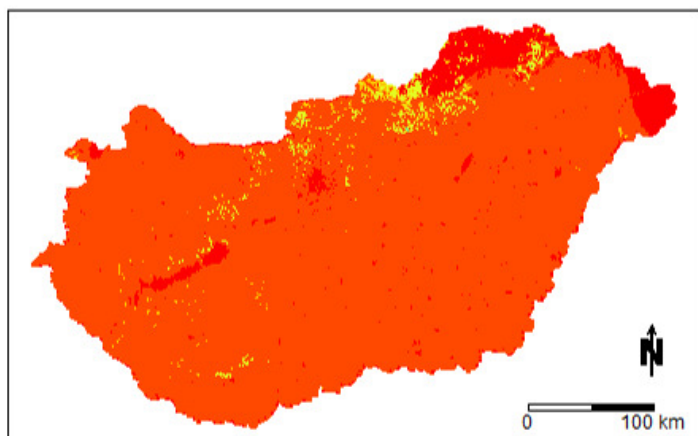
**Aladin 2021-2050**



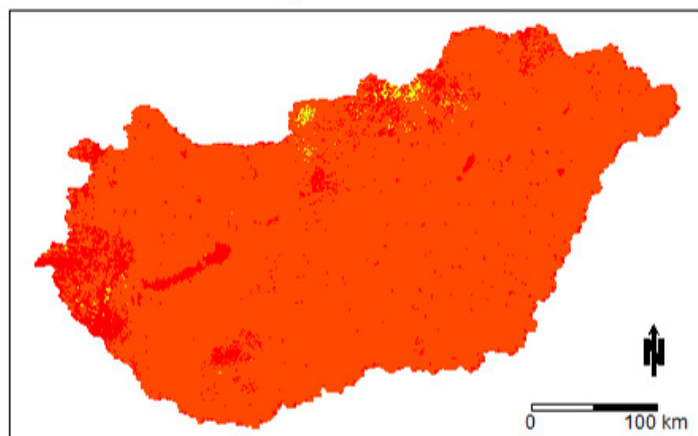
**RegCM 2021-2050**



**Aladin 2071-2100**

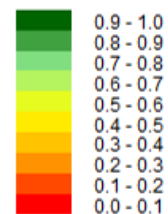
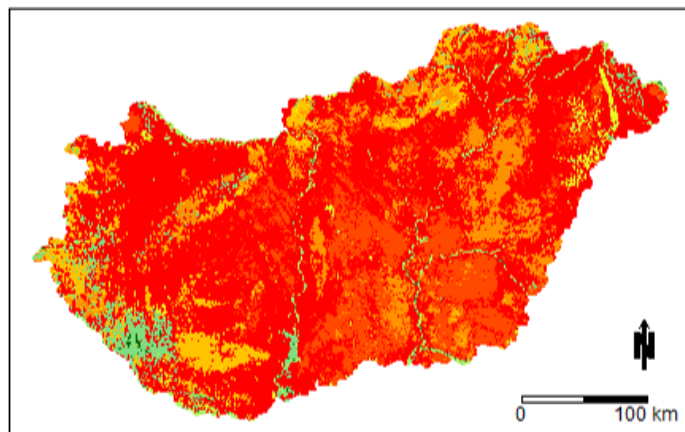


**RegCM 2071-2100**

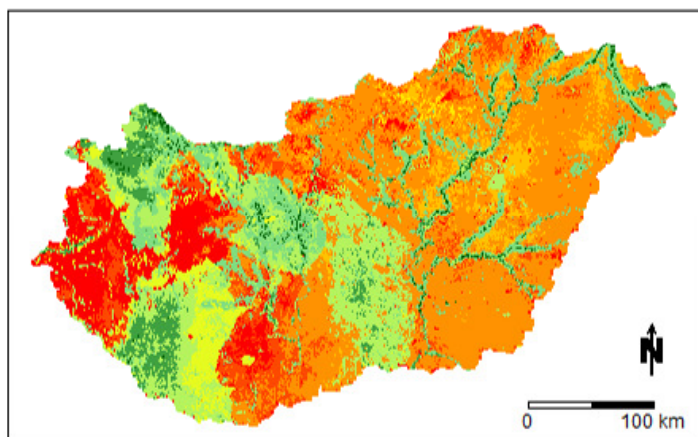




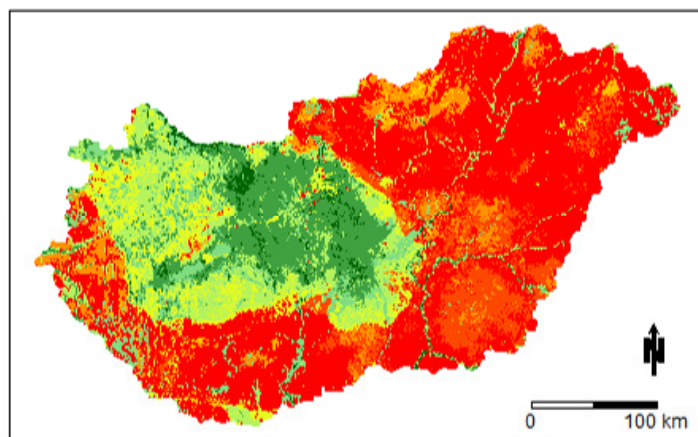
**Salix alba**  
1977-2006



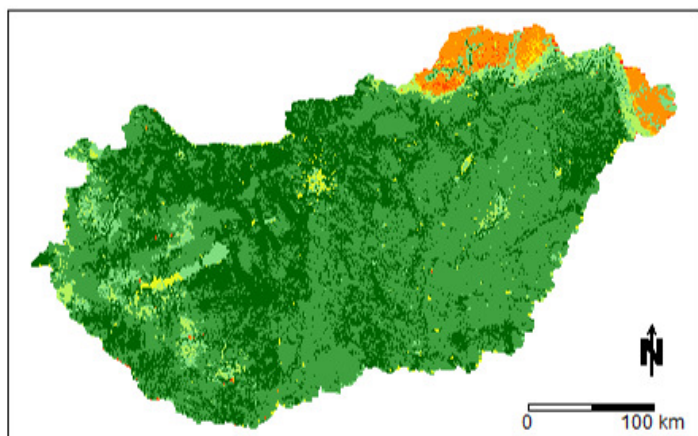
**Aladin 2021-2050**



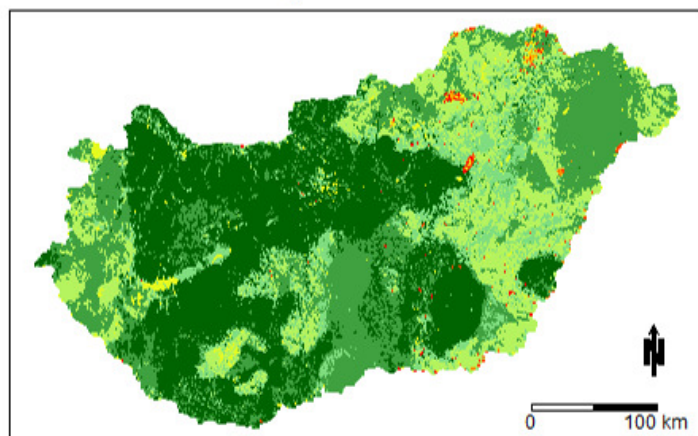
**RegCM 2021-2050**



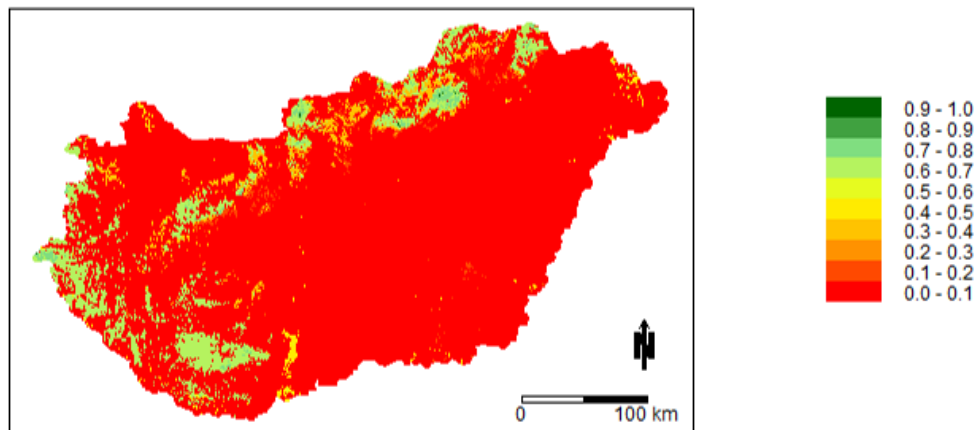
**Aladin 2071-2100**



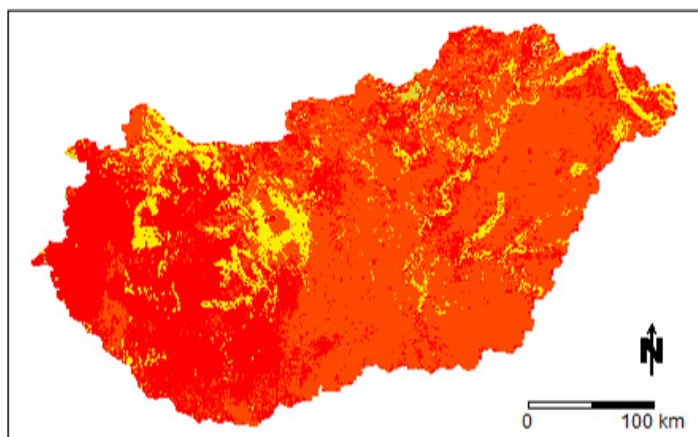
**RegCM 2071-2100**



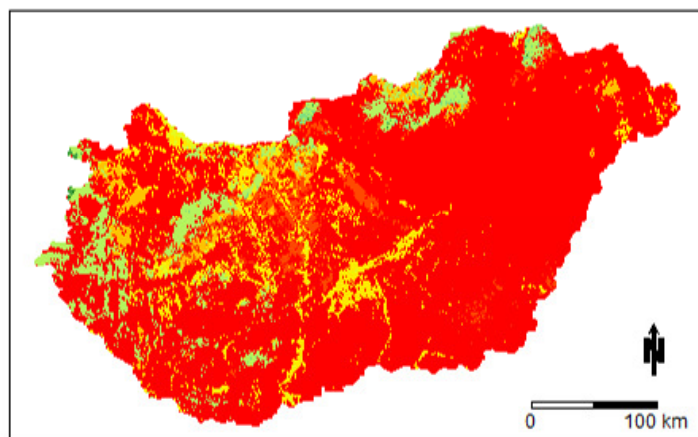
*Sorbus aucuparia*  
1977-2006



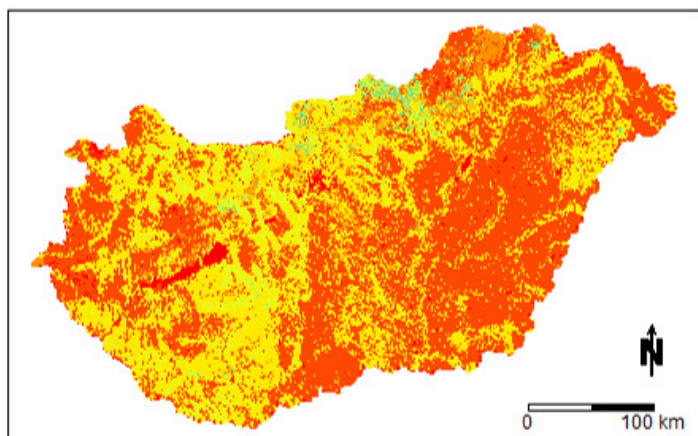
Aladin 2021-2050



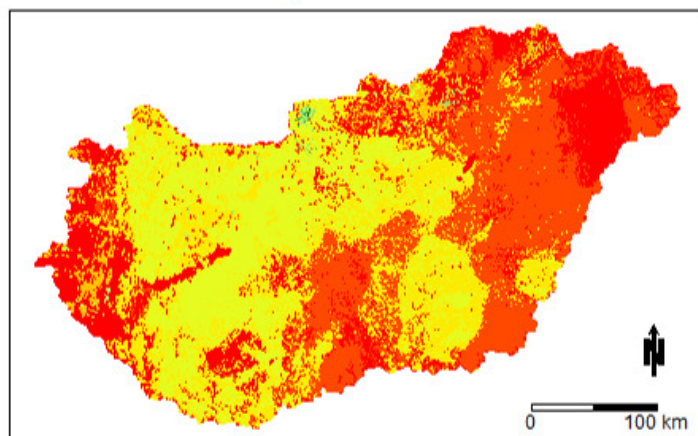
RegCM 2021-2050



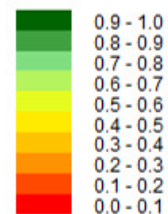
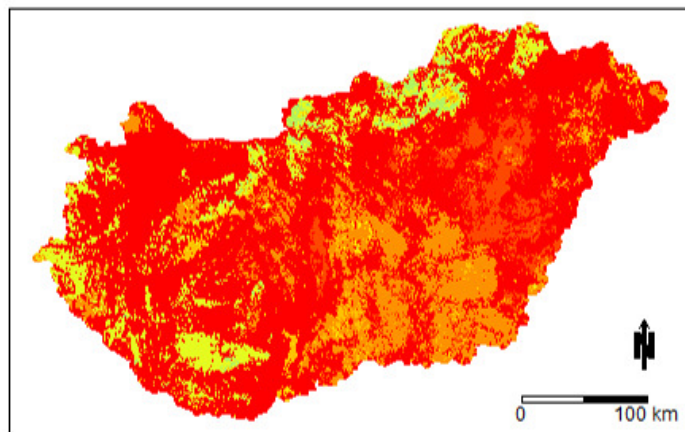
Aladin 2071-2100



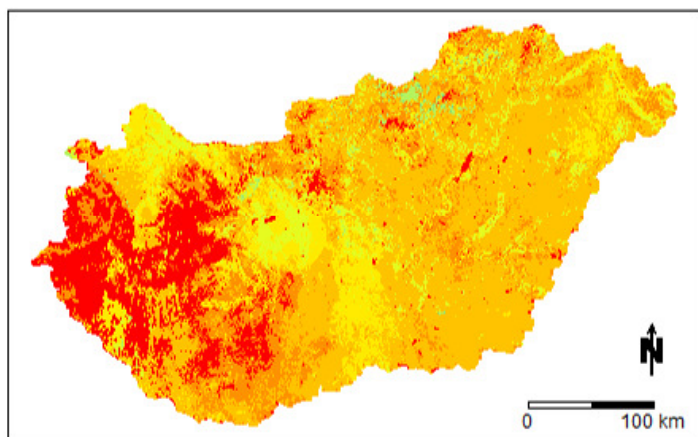
RegCM 2071-2100



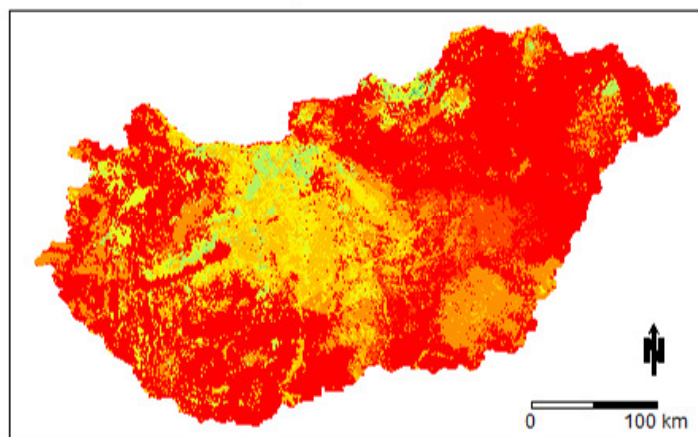
***Styphnolobium japonicum***  
1977-2006



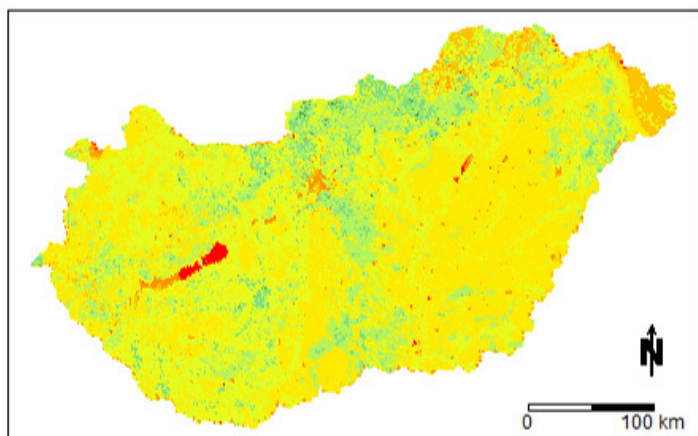
**Aladin 2021-2050**



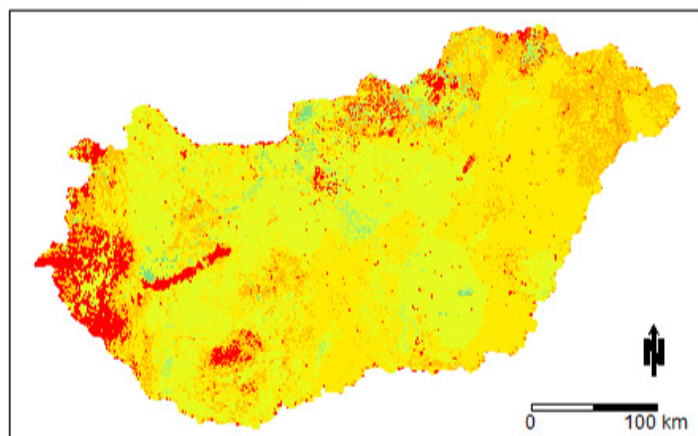
**RegCM 2021-2050**



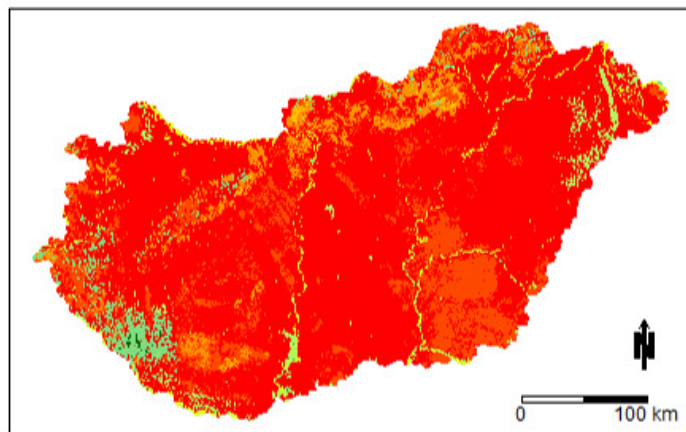
**Aladin 2071-2100**



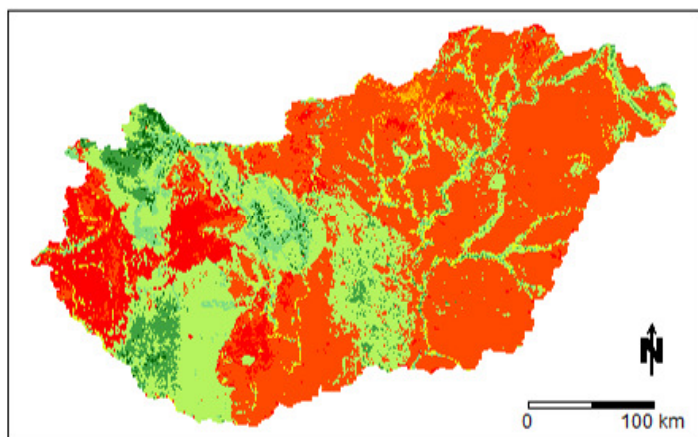
**RegCM 2071-2100**



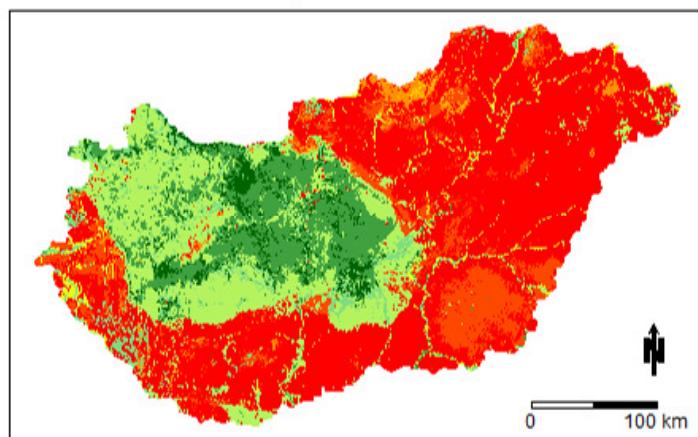
**Taxodium distichum**  
1977-2006



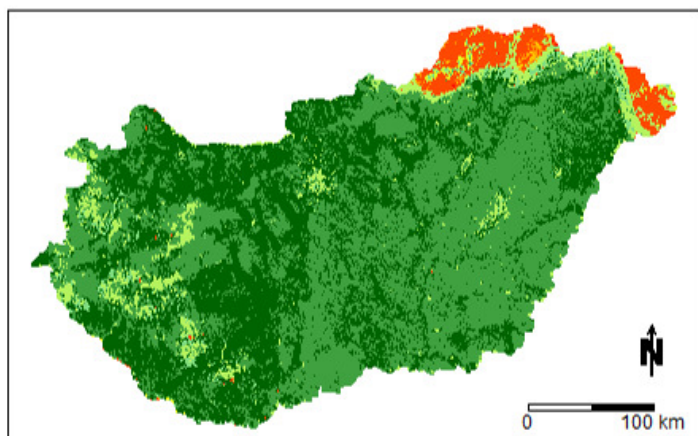
**Aladin 2021-2050**



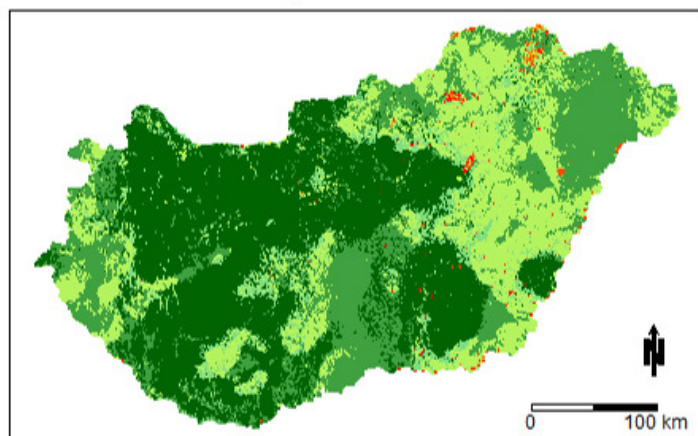
**RegCM 2021-2050**



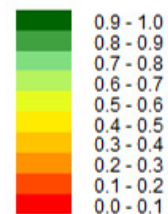
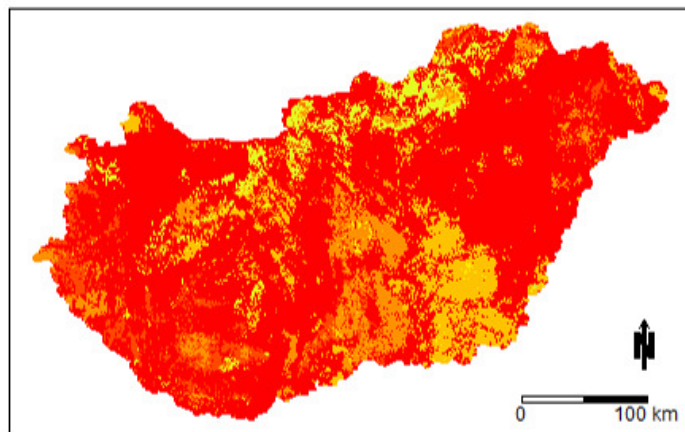
**Aladin 2071-2100**



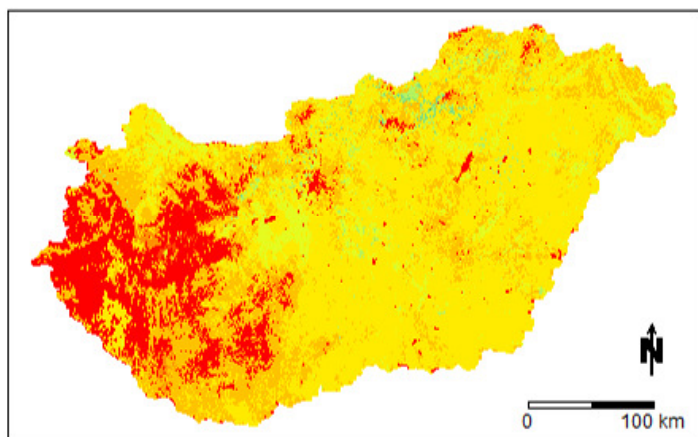
**RegCM 2071-2100**



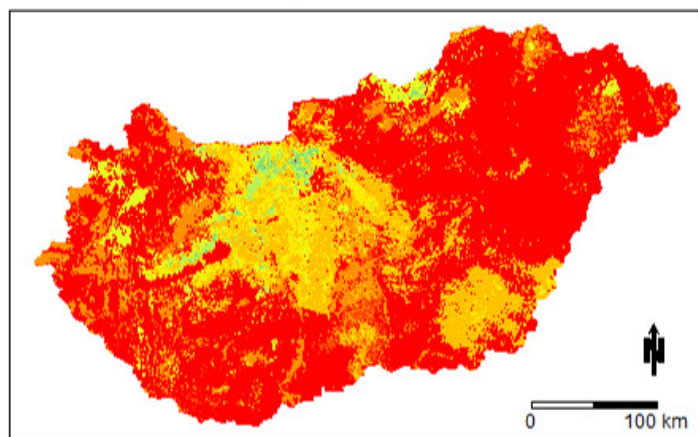
**Tetradium daniellii**  
1977-2006



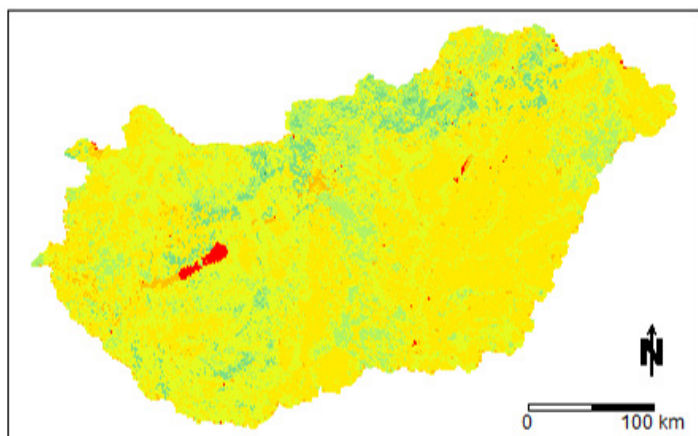
**Aladin 2021-2050**



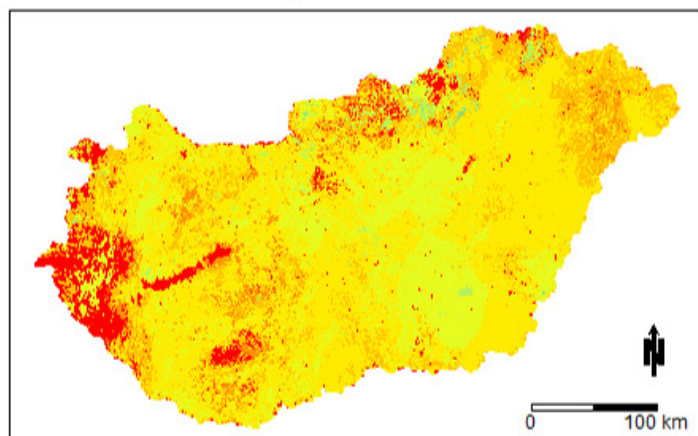
**RegCM 2021-2050**



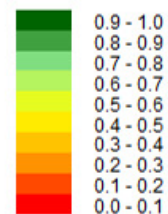
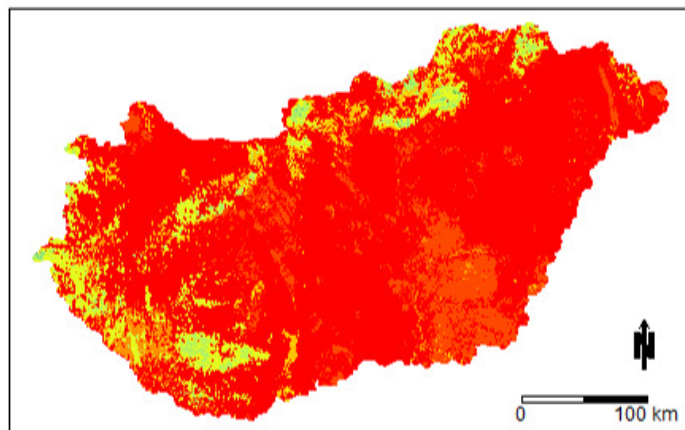
**Aladin 2071-2100**



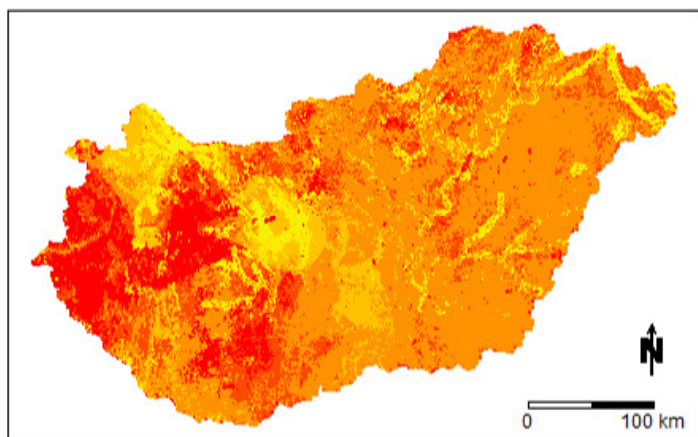
**RegCM 2071-2100**



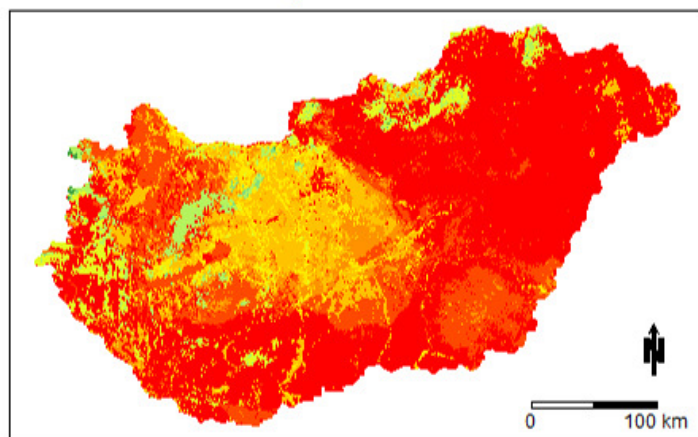
**Thuja plicata  
1977-2006**



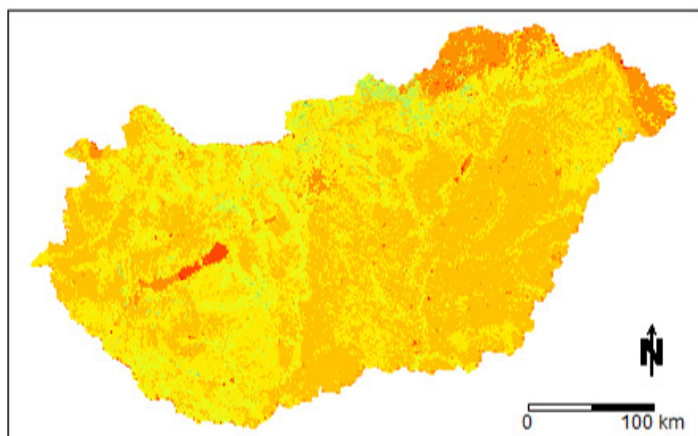
**Aladin 2021-2050**



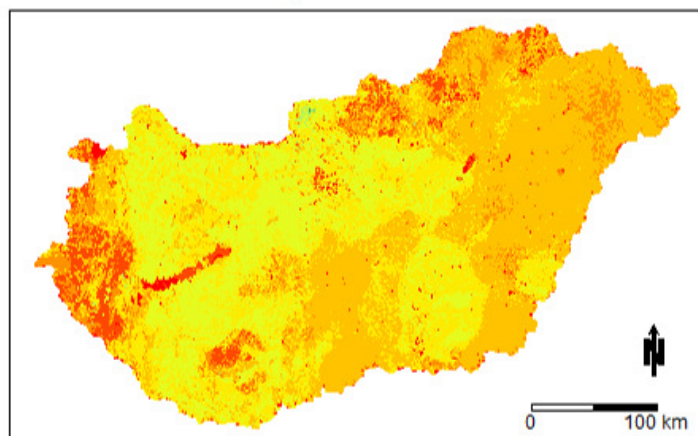
**RegCM 2021-2050**



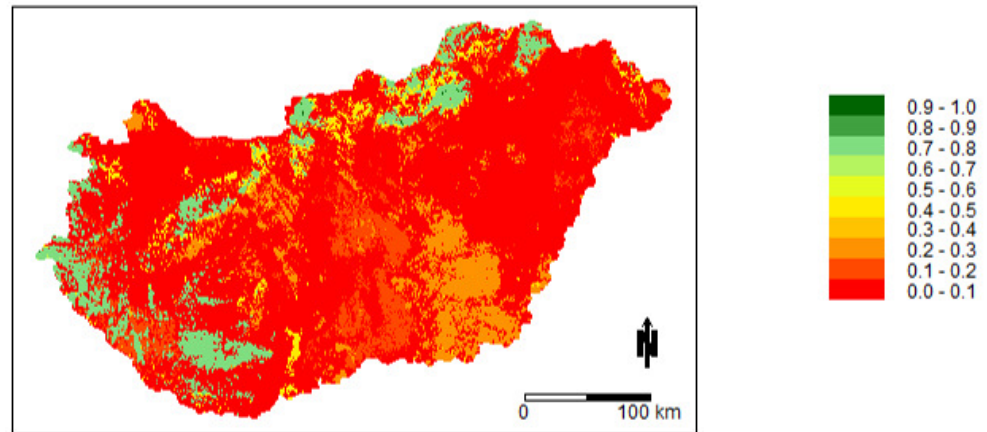
**Aladin 2071-2100**



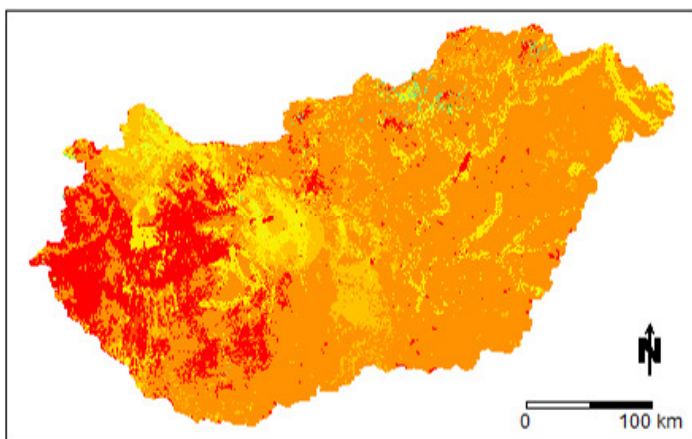
**RegCM 2071-2100**



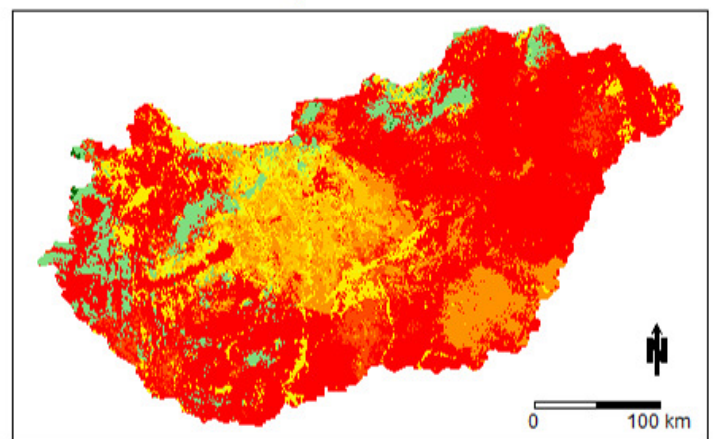
*Tilia platyphyllos*  
1977-2006



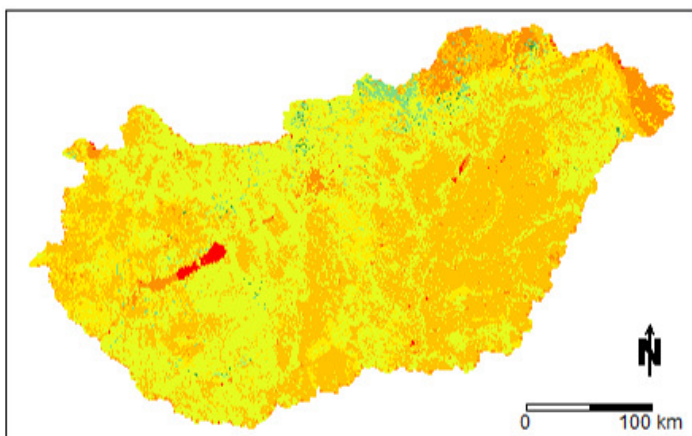
Aladin 2021-2050



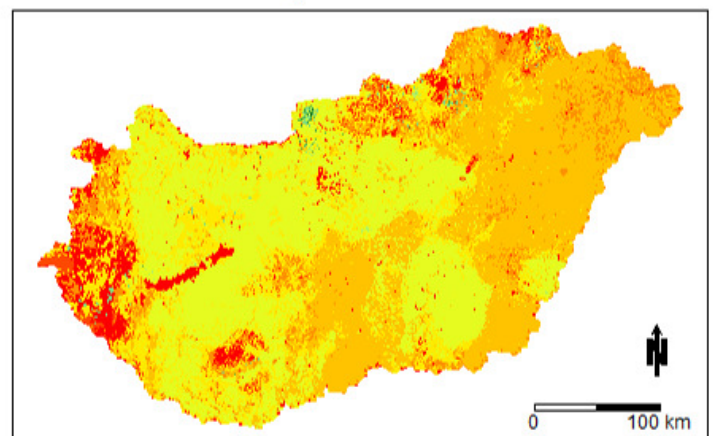
RegCM 2021-2050



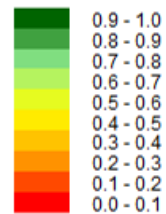
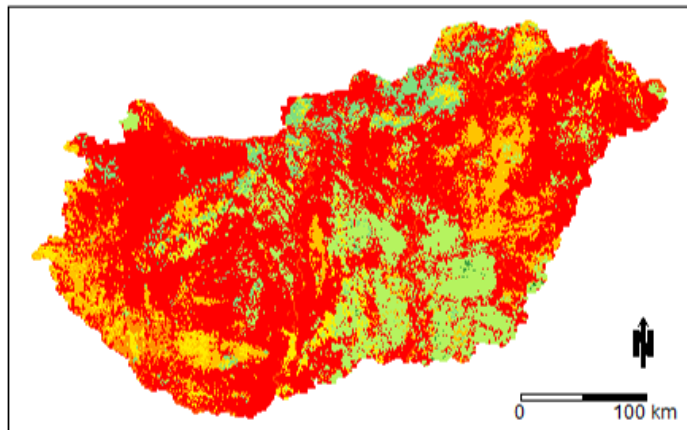
Aladin 2071-2100



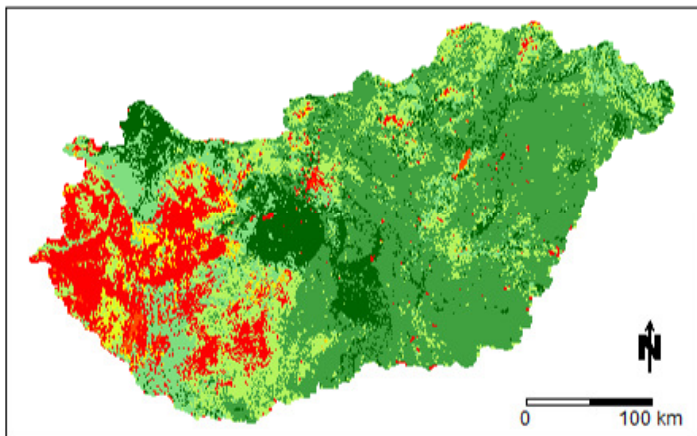
RegCM 2071-2100



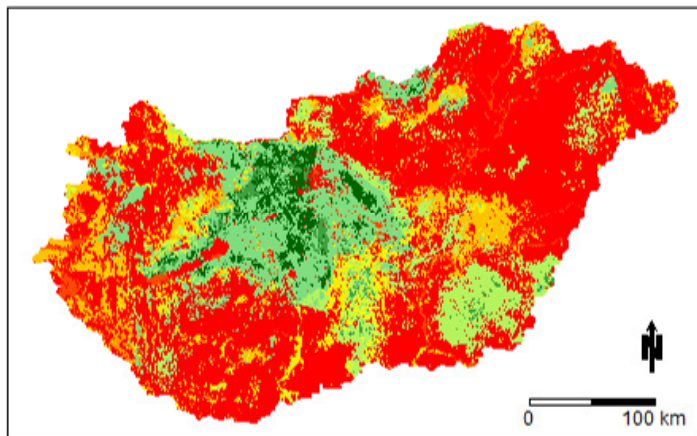
*Ulmus pumila* var. *arborea*  
1977-2006



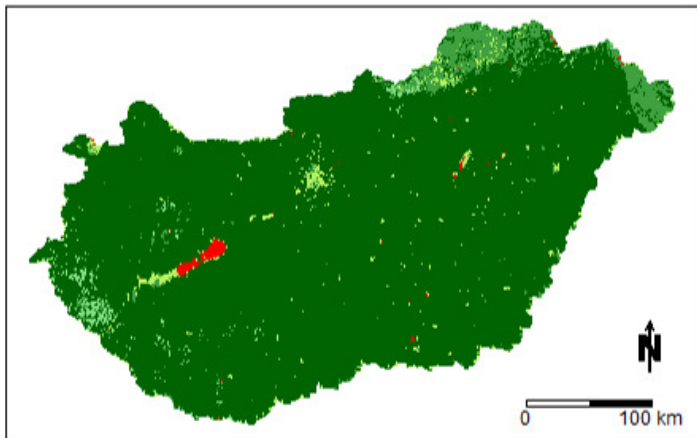
Aladin 2021-2050



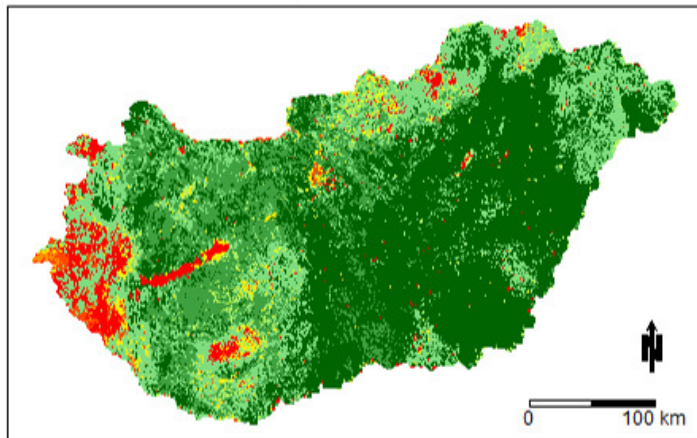
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100



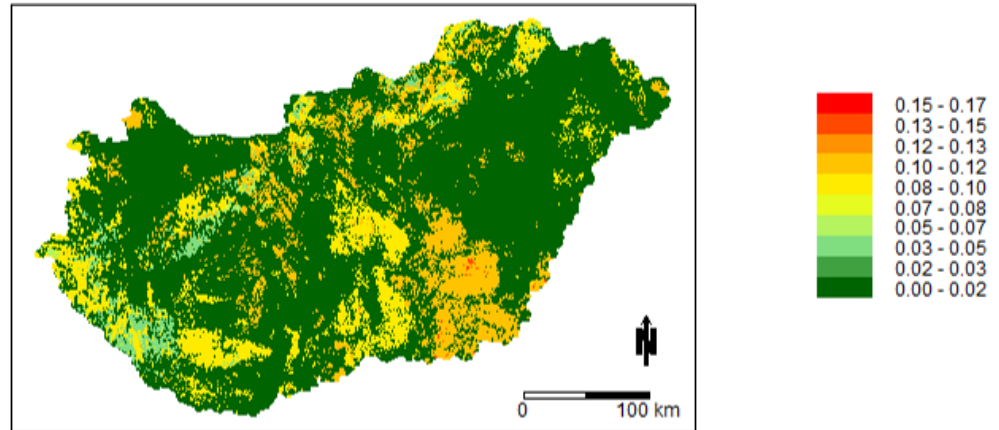
RegCM 2071-2100



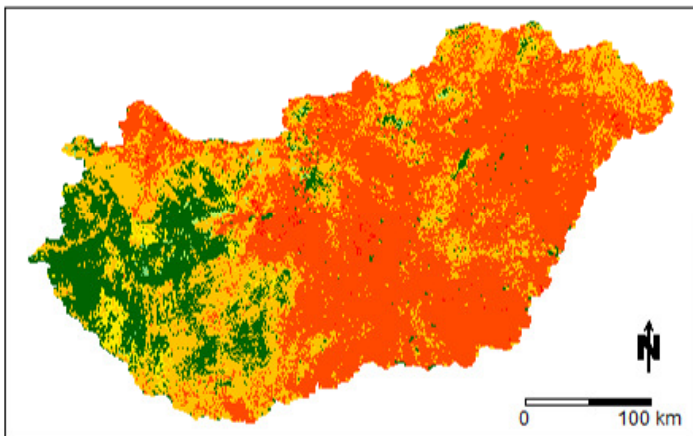


**9.13. A vizsgált dísznövénytaxonok szakértői élőhely-  
dísznövény mátrixok alapján becsült potenciális  
telepíthetőségi együttesének (ensemble) standard  
hibája**

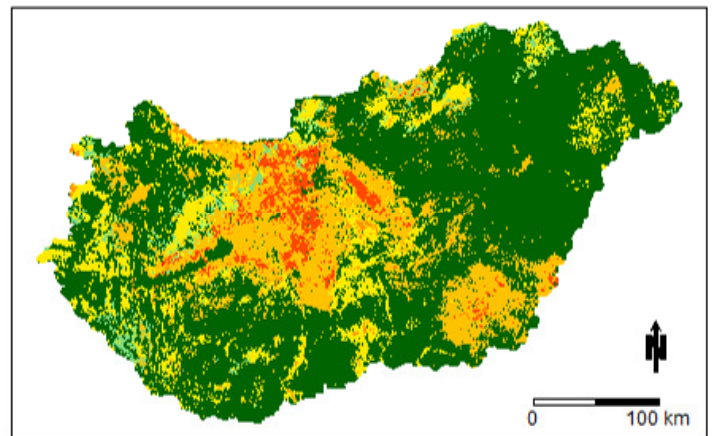
***Abies nordmanniana***  
1977-2006



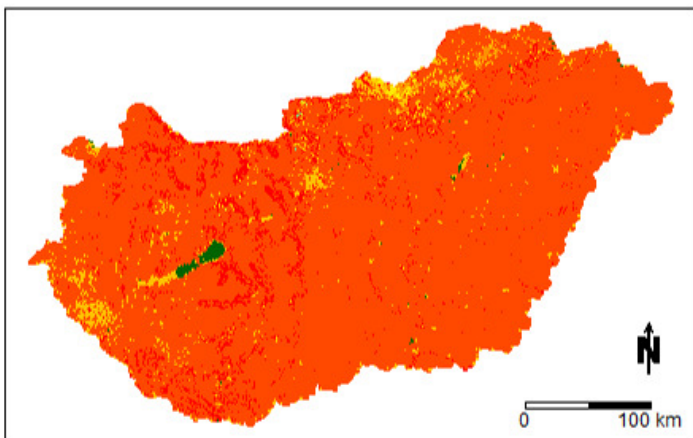
**Aladin 2021-2050**



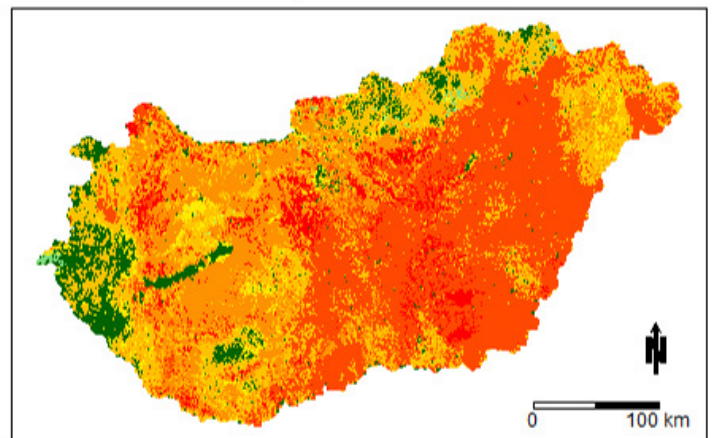
**RegCM 2021-2050**



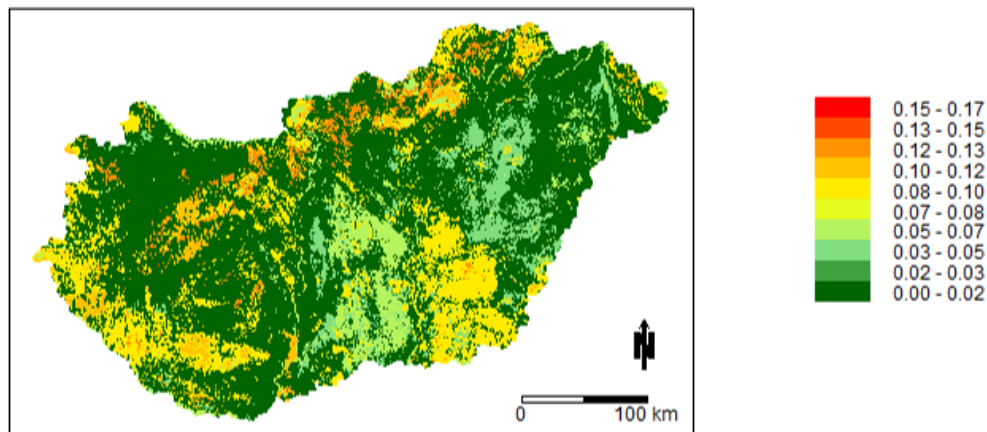
**Aladin 2071-2100**



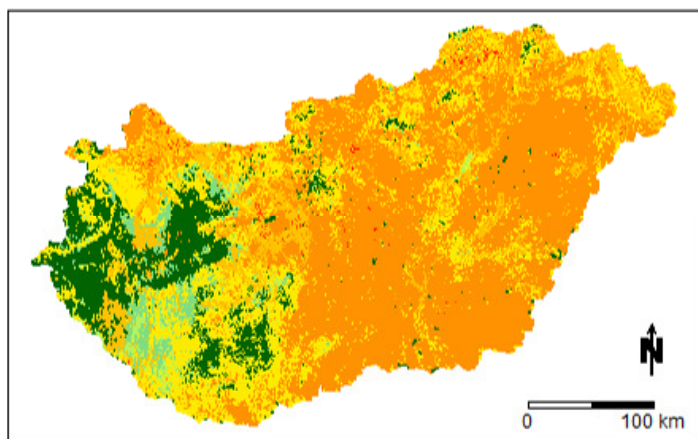
**RegCM 2071-2100**



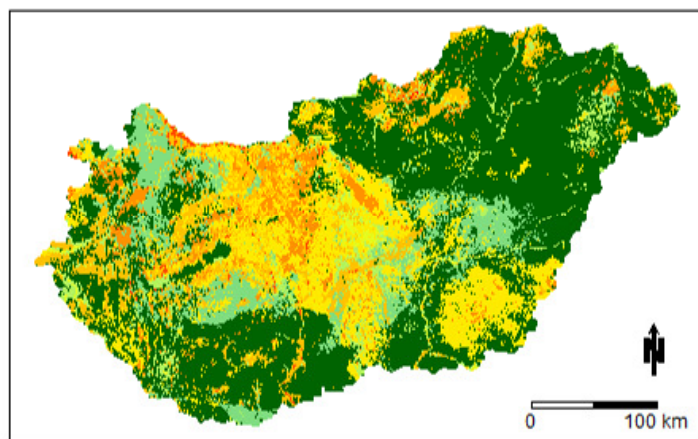
**Aesculus hippocastanum**  
1977-2006



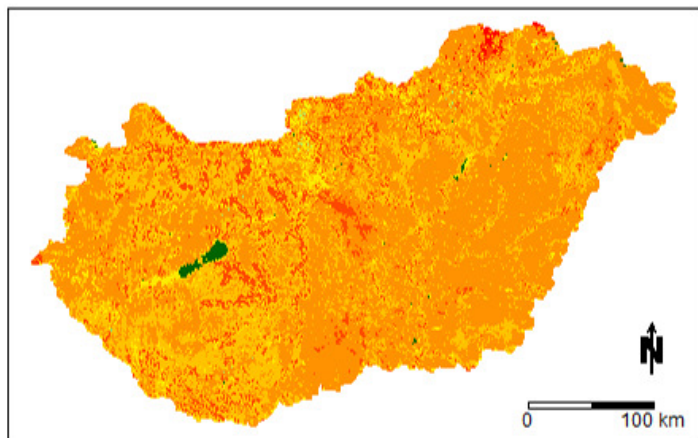
**Aladin 2021-2050**



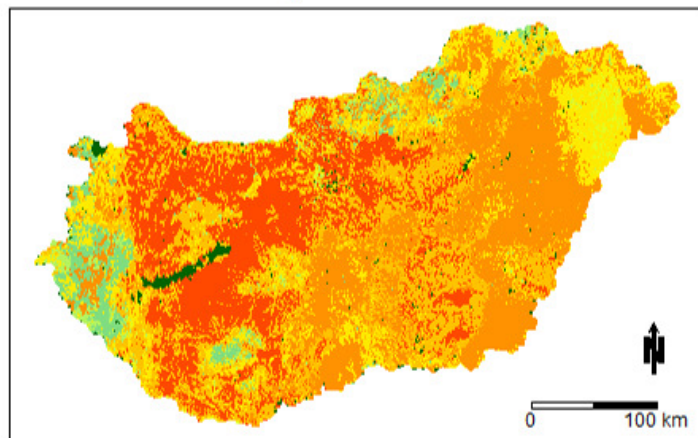
**RegCM 2021-2050**



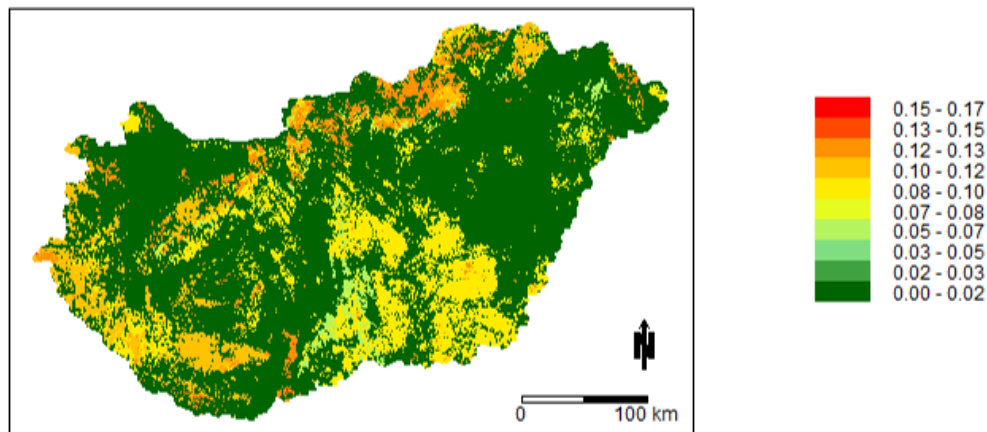
**Aladin 2071-2100**



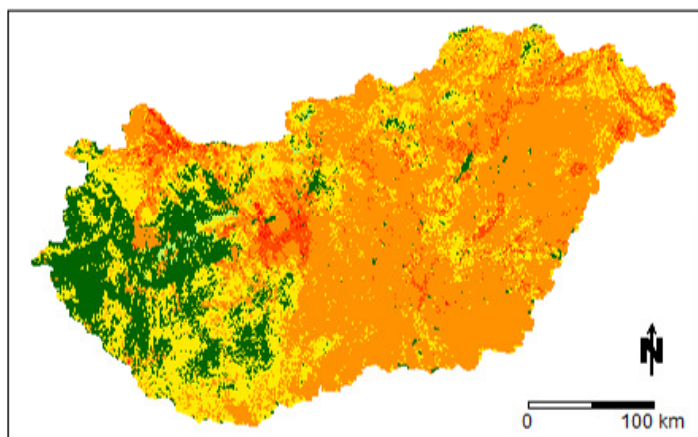
**RegCM 2071-2100**



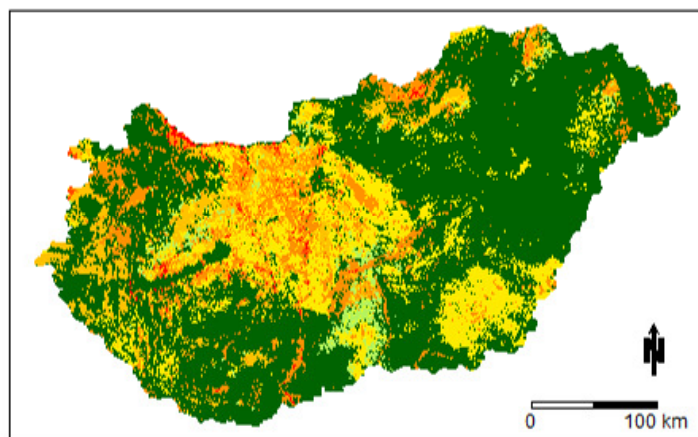
**Albizia julibrissin**  
1977-2006



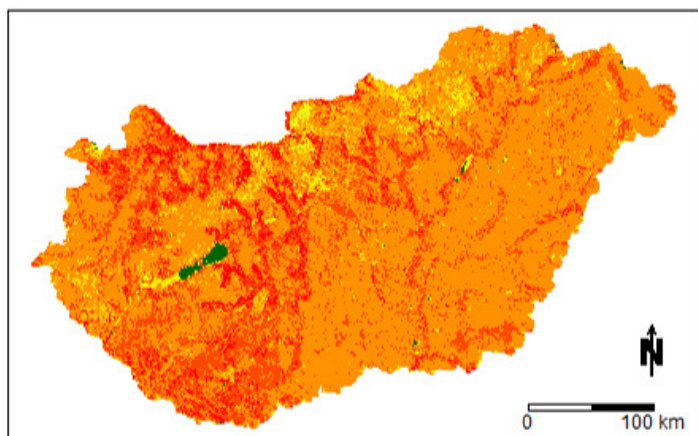
**Aladin 2021-2050**



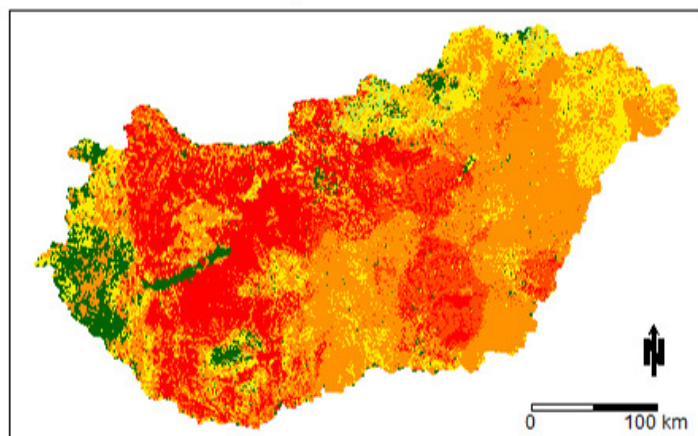
**RegCM 2021-2050**



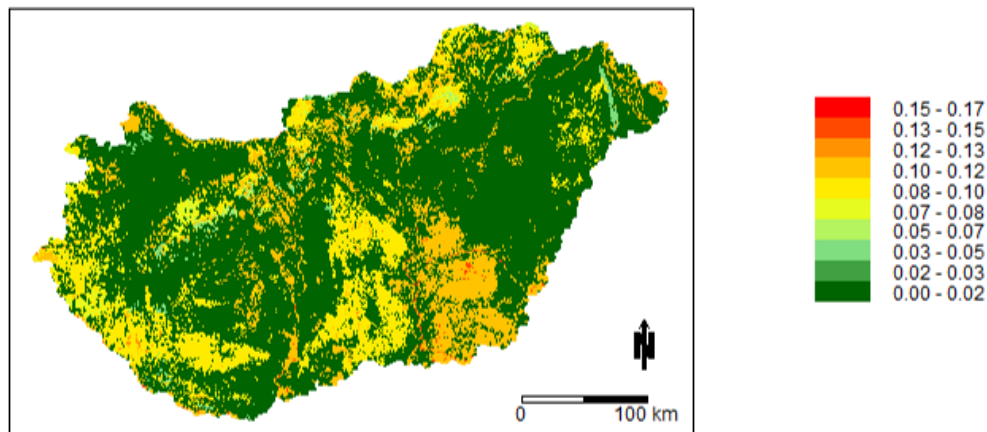
**Aladin 2071-2100**



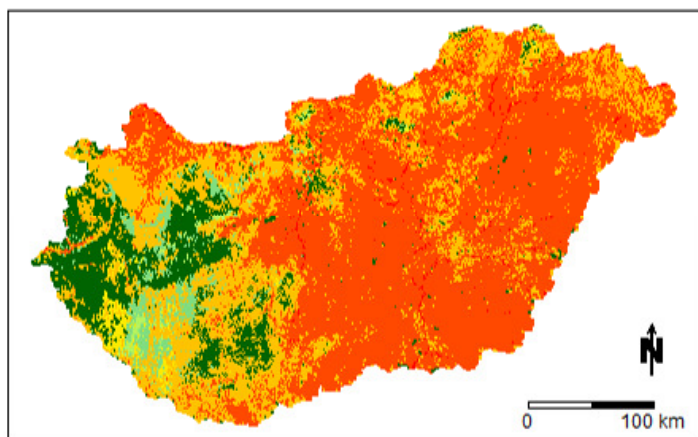
**RegCM 2071-2100**



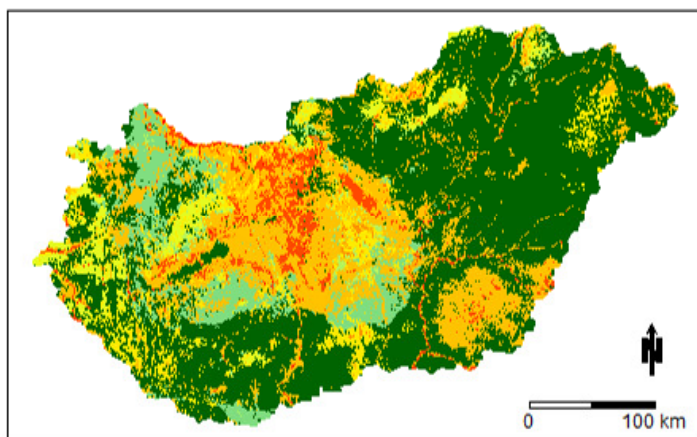
**Acer palmatum**  
1977-2006



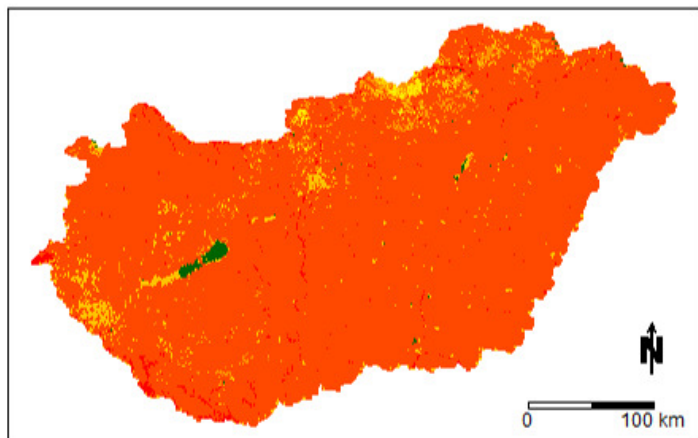
**Aladin 2021-2050**



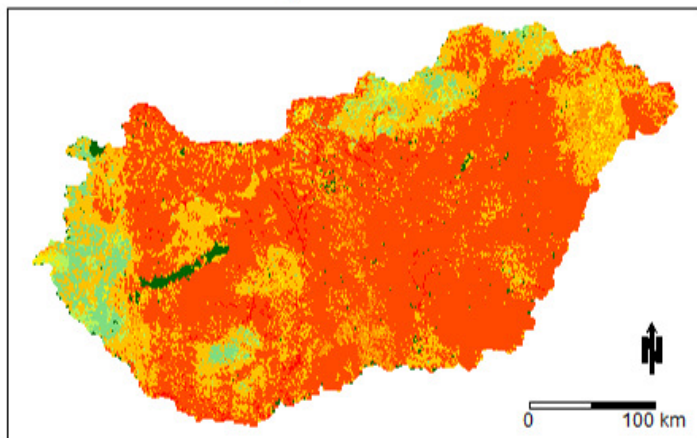
**RegCM 2021-2050**



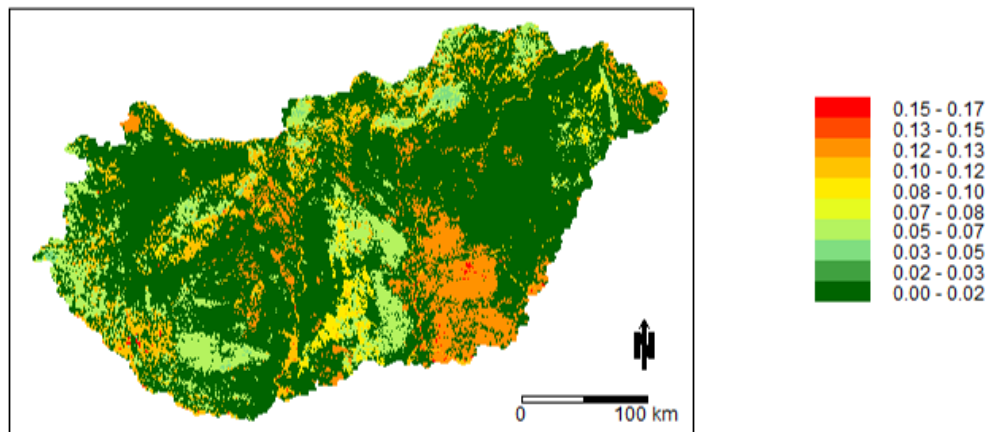
**Aladin 2071-2100**



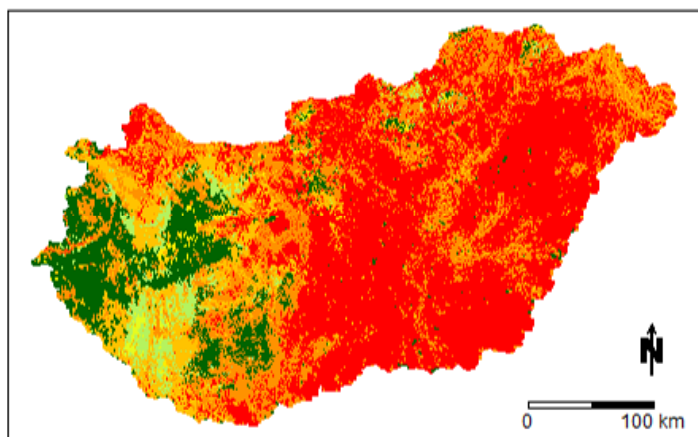
**RegCM 2071-2100**



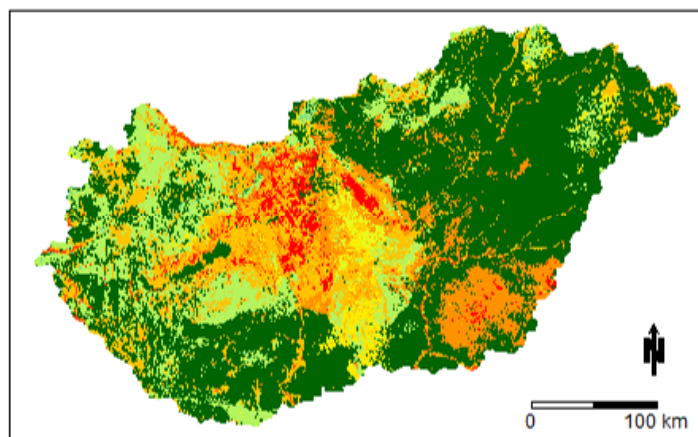
**Acer pseudoplatanus**  
1977-2006



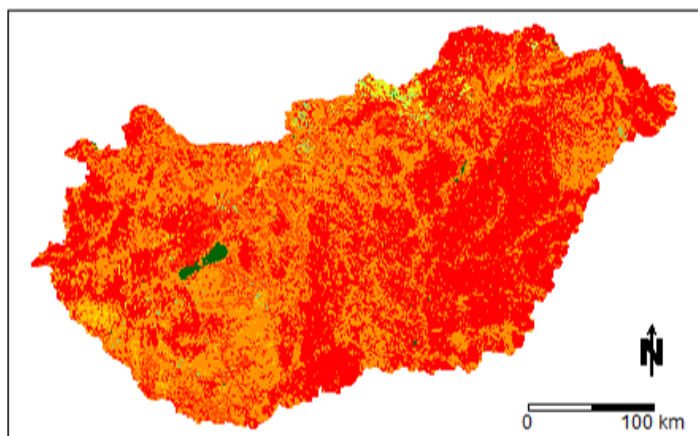
**Aladin 2021-2050**



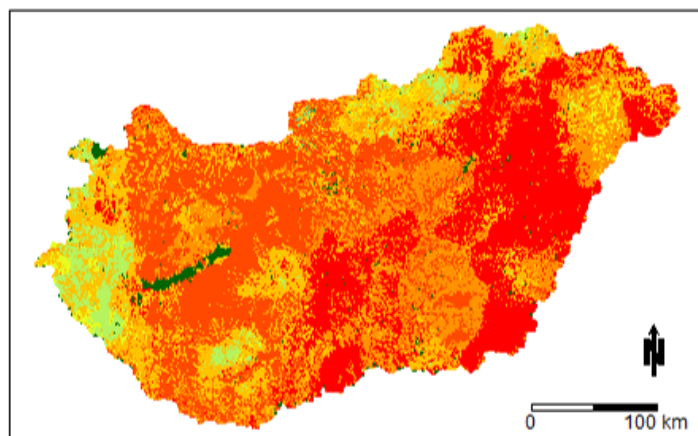
**RegCM 2021-2050**



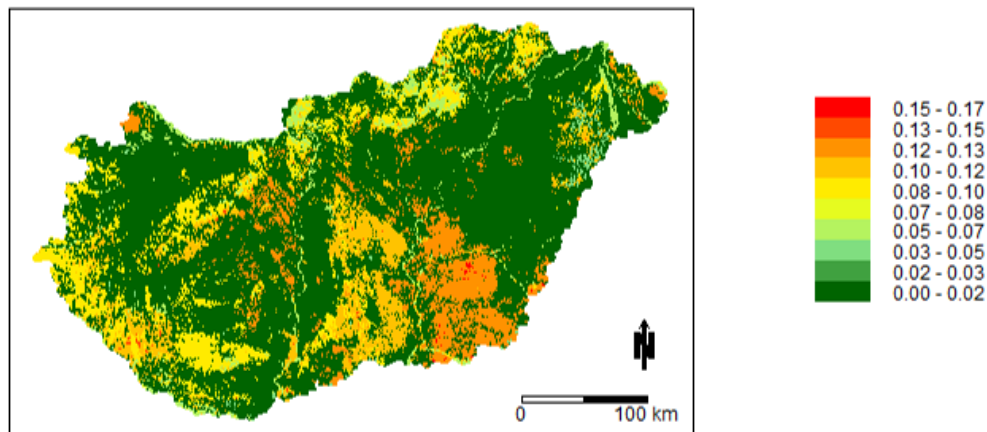
**Aladin 2071-2100**



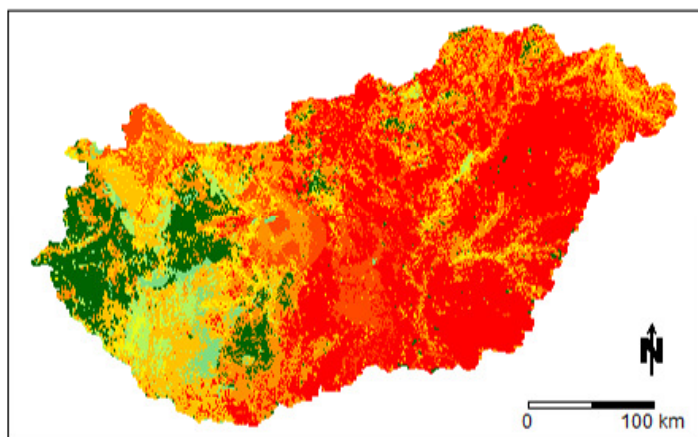
**RegCM 2071-2100**



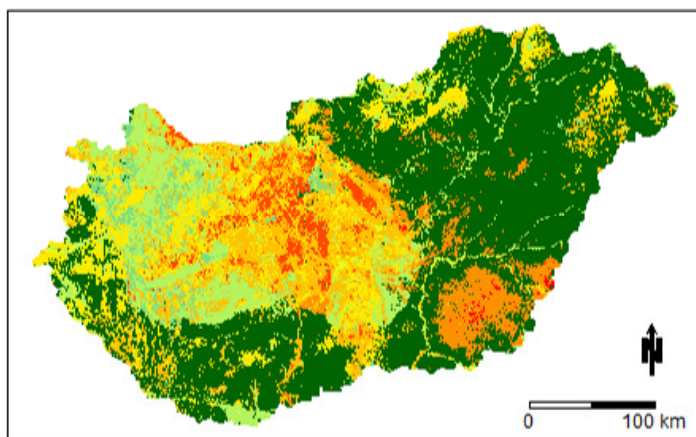
**Acer saccharinum**  
1977-2006



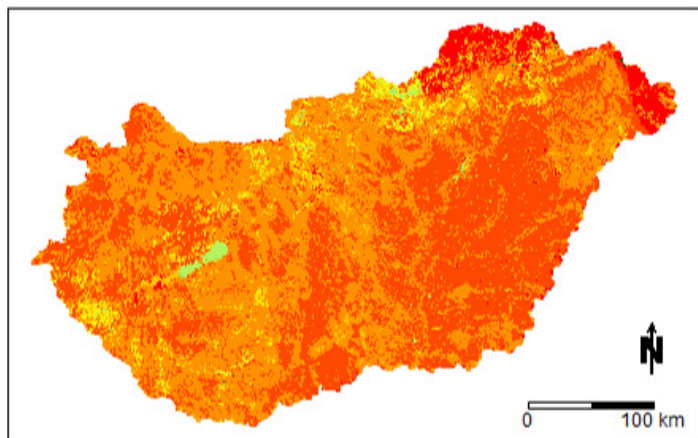
**Aladin 2021-2050**



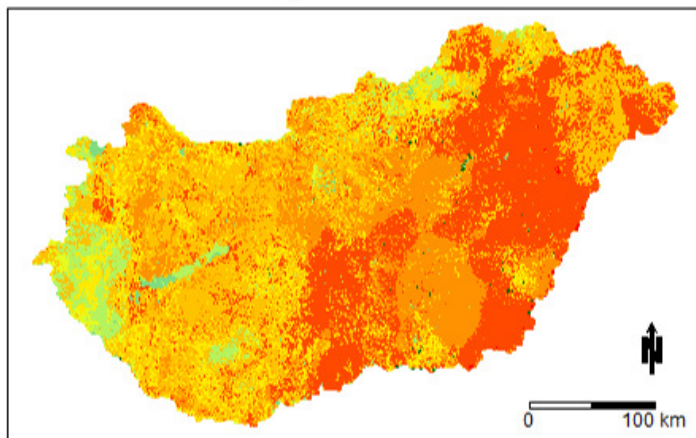
**RegCM 2021-2050**



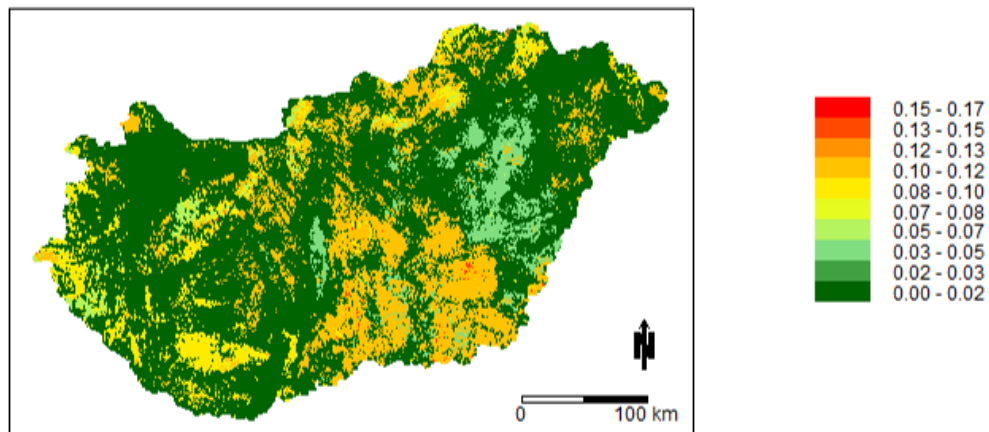
**Aladin 2071-2100**



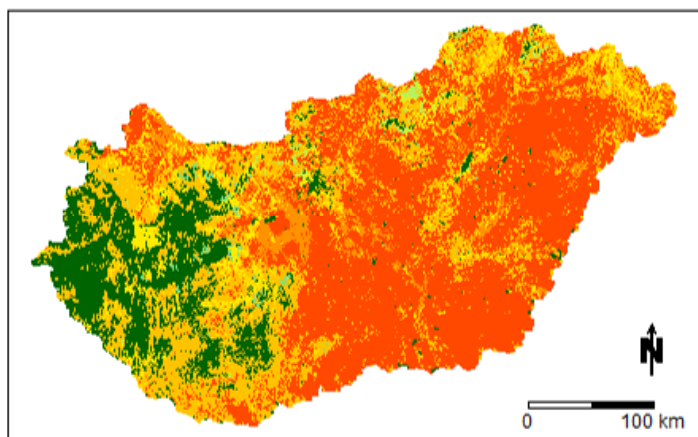
**RegCM 2071-2100**



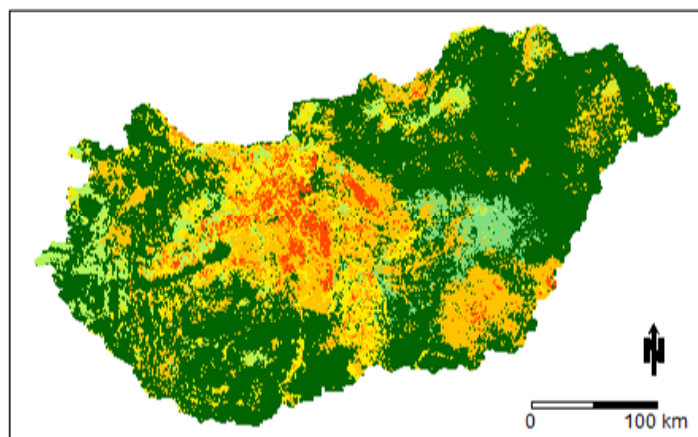
*Cercis siliquastrum*  
1977-2006



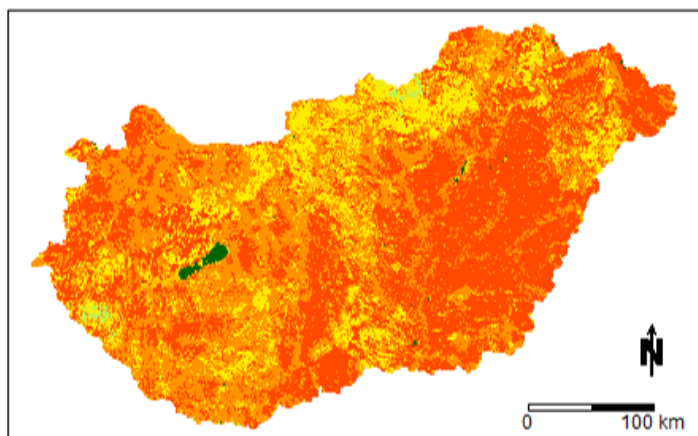
Aladin 2021-2050



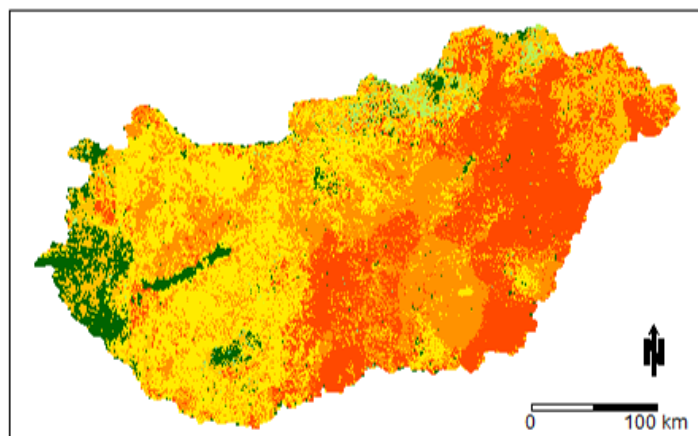
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100

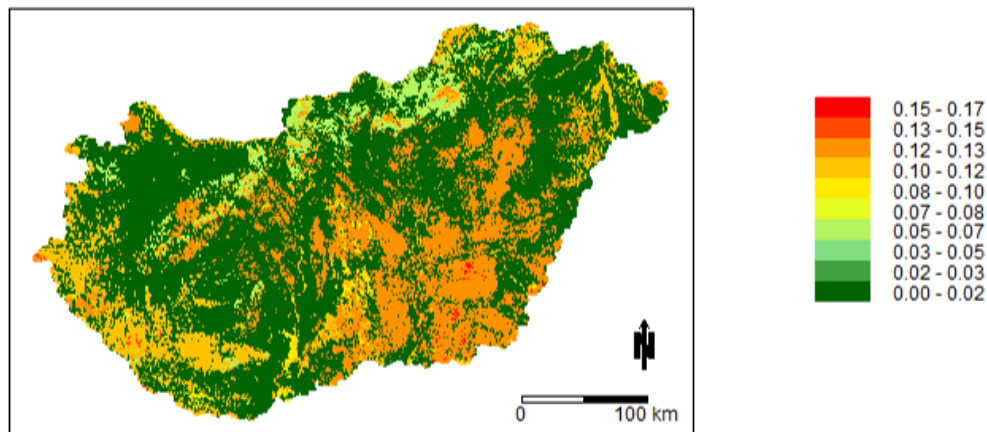


RegCM 2071-2100

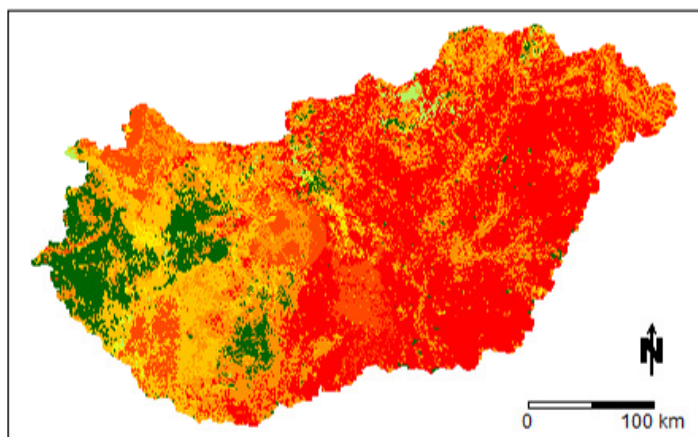




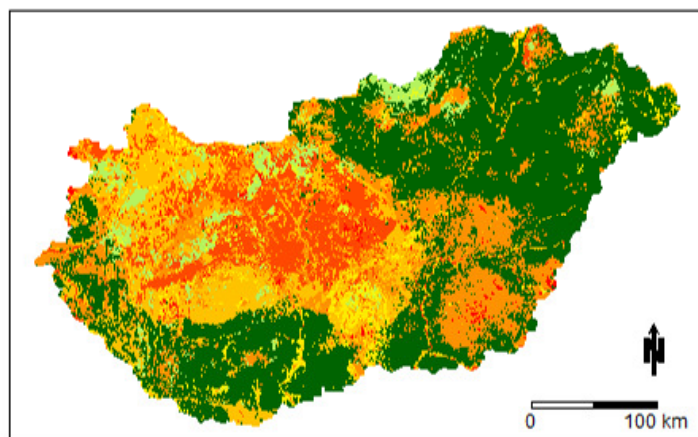
**Crataegus × lavalleei**  
1977-2006



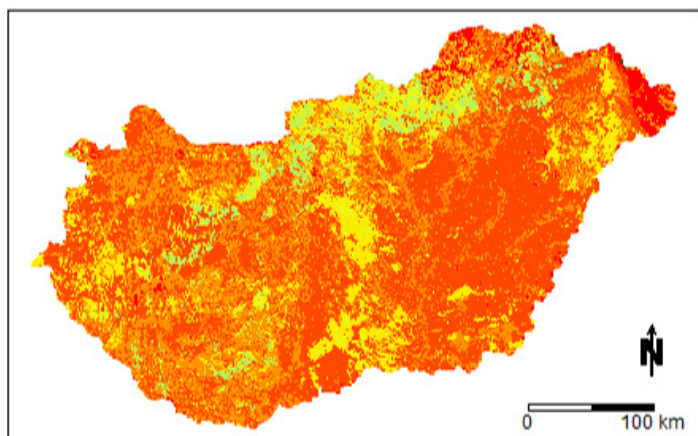
**Aladin 2021-2050**



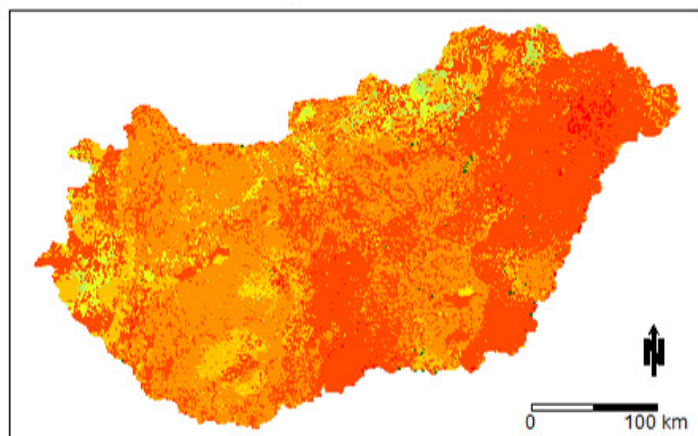
**RegCM 2021-2050**



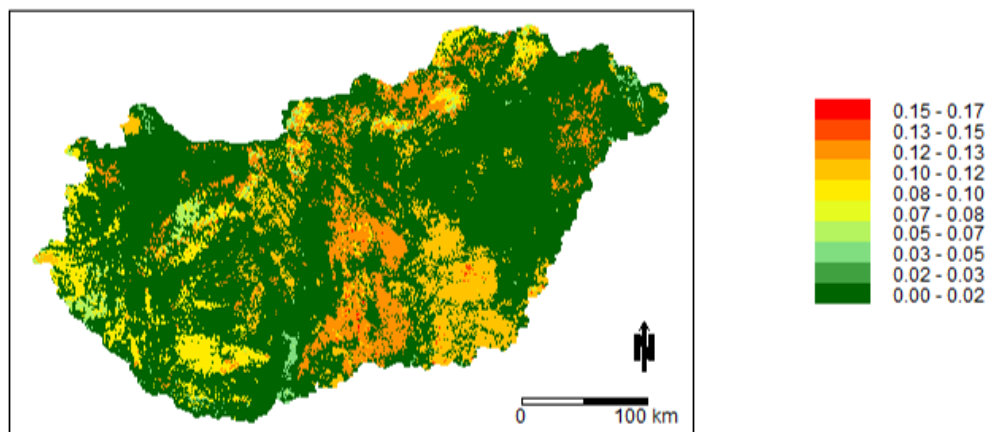
**Aladin 2071-2100**



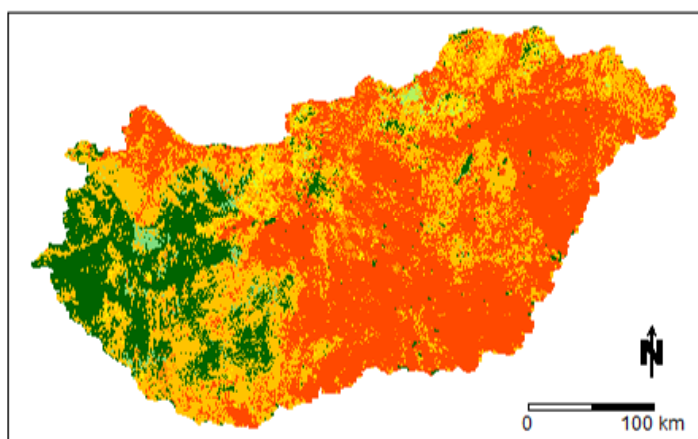
**RegCM 2071-2100**



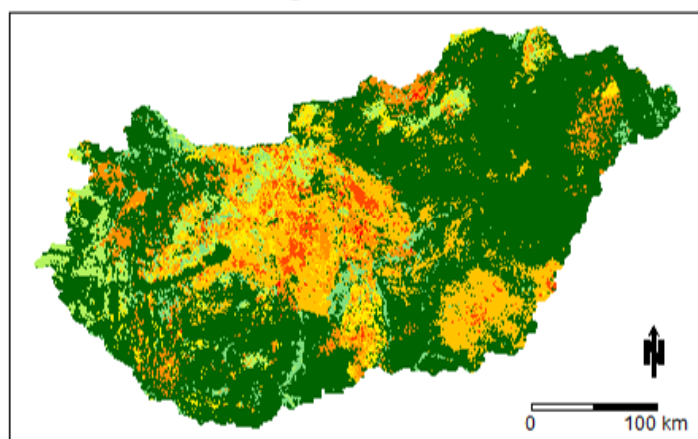
*Cupressus sempervirens*  
1977-2006



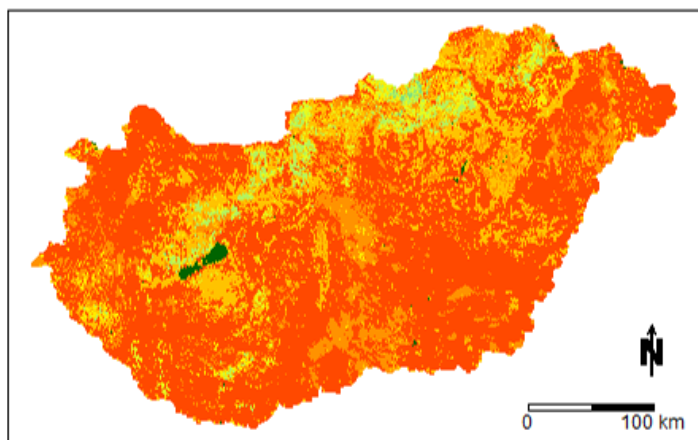
Aladin 2021-2050



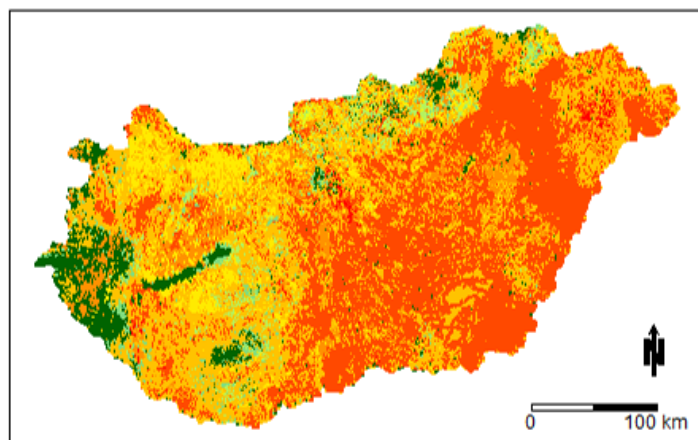
RegCM 2021-2050



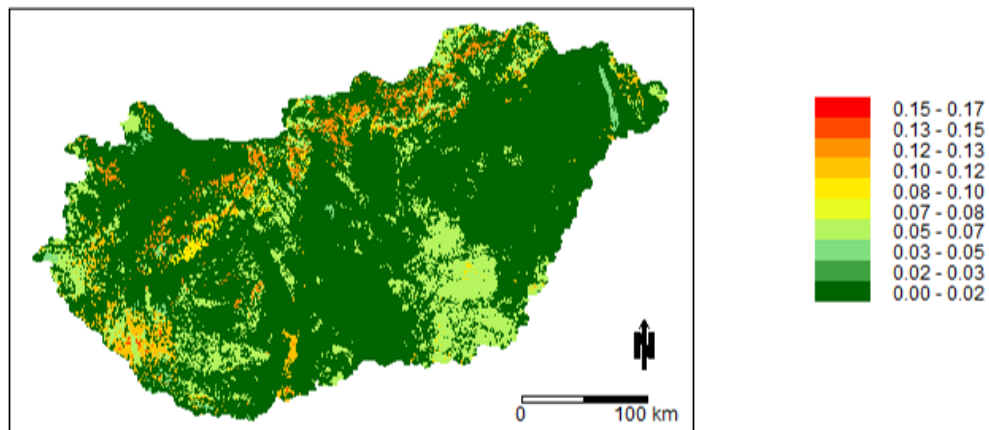
Aladin 2071-2100



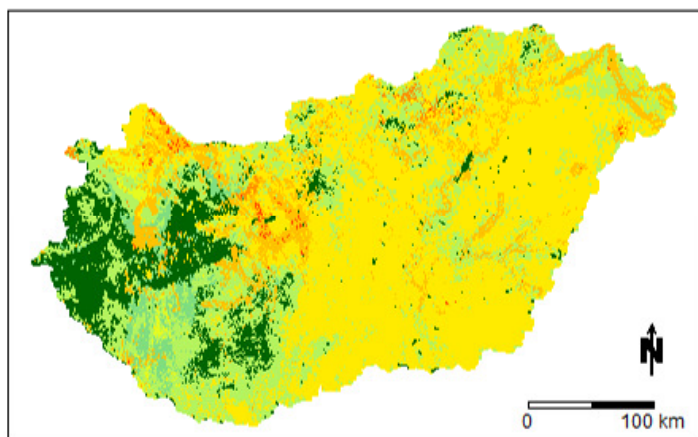
RegCM 2071-2100



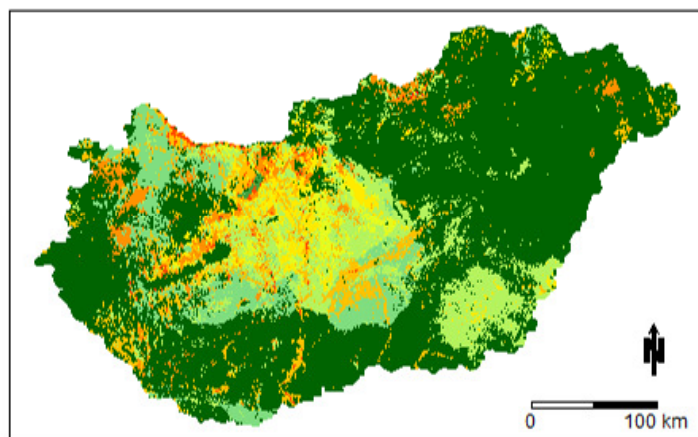
**Fagus sylvatica**  
1977-2006



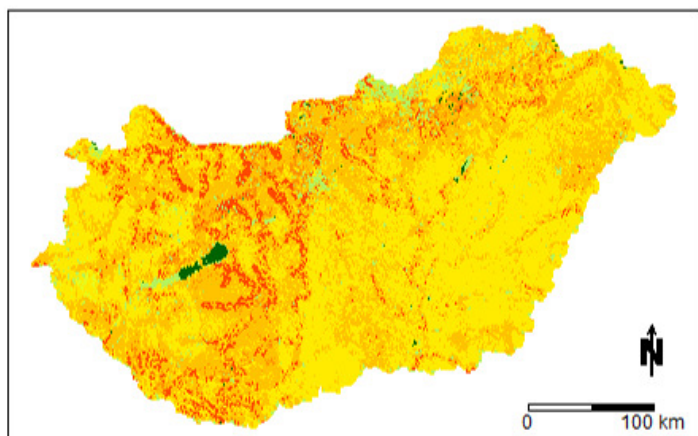
**Aladin 2021-2050**



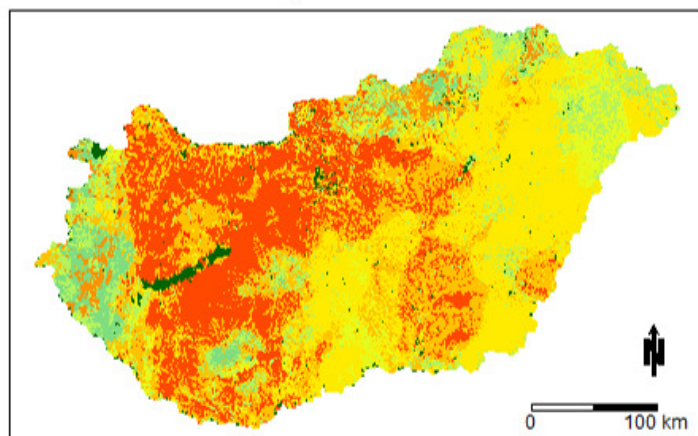
**RegCM 2021-2050**



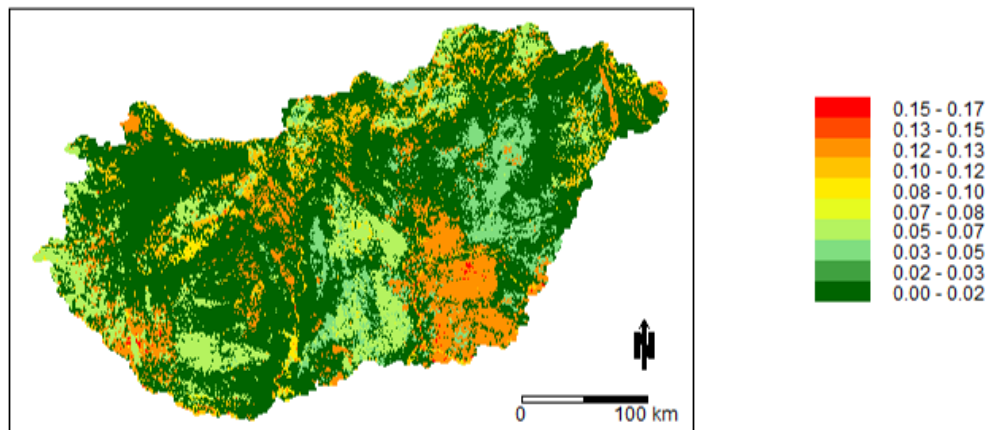
**Aladin 2071-2100**



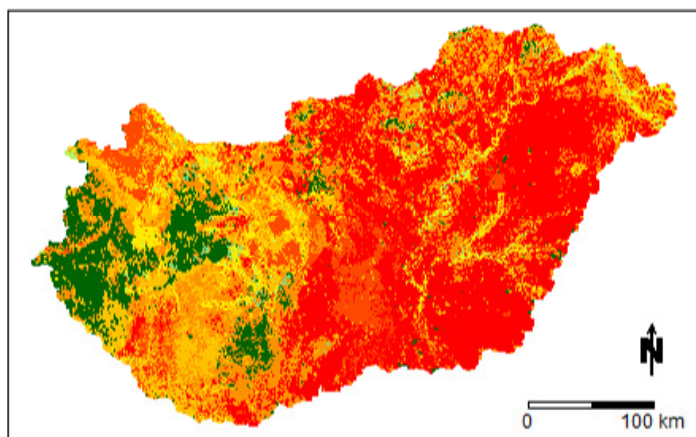
**RegCM 2071-2100**



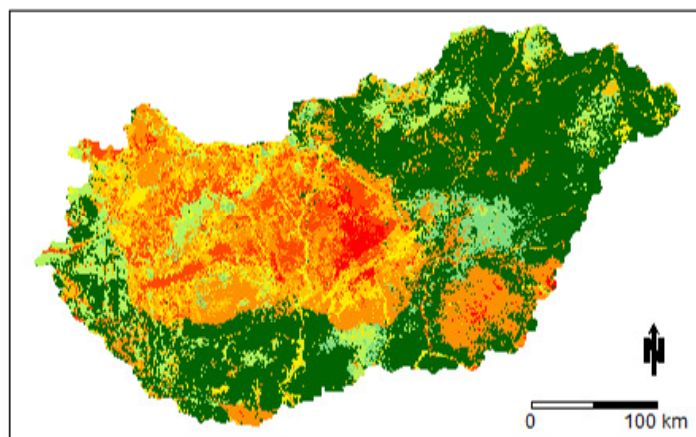
**Fraxinus excelsior**  
1977-2006



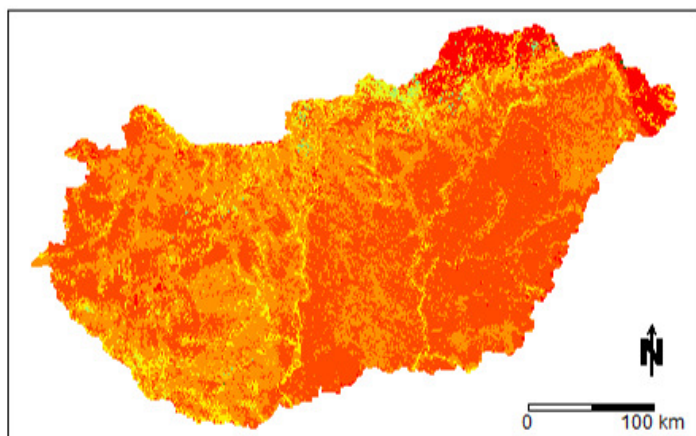
**Aladin 2021-2050**



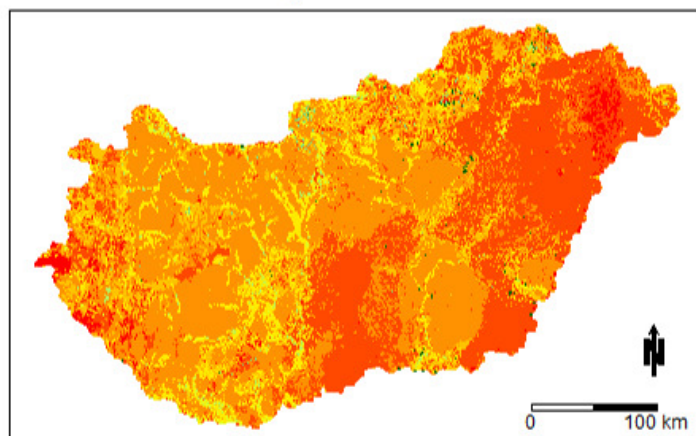
**RegCM 2021-2050**



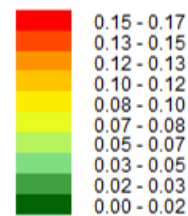
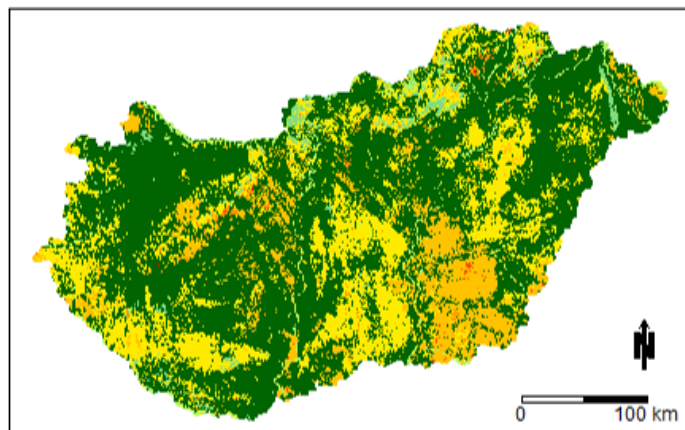
**Aladin 2071-2100**



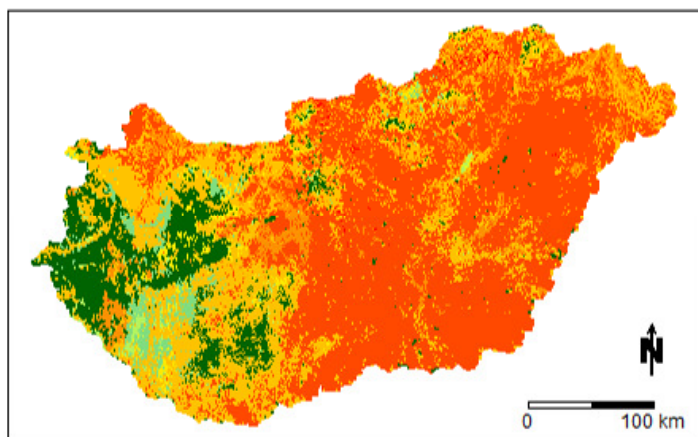
**RegCM 2071-2100**



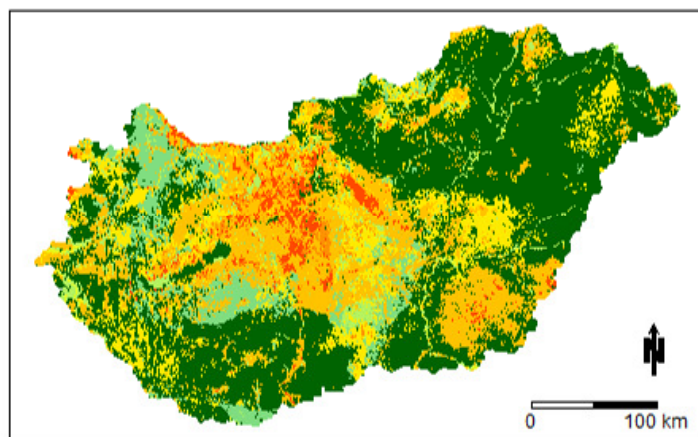
**Ginkgo biloba**  
1977-2006



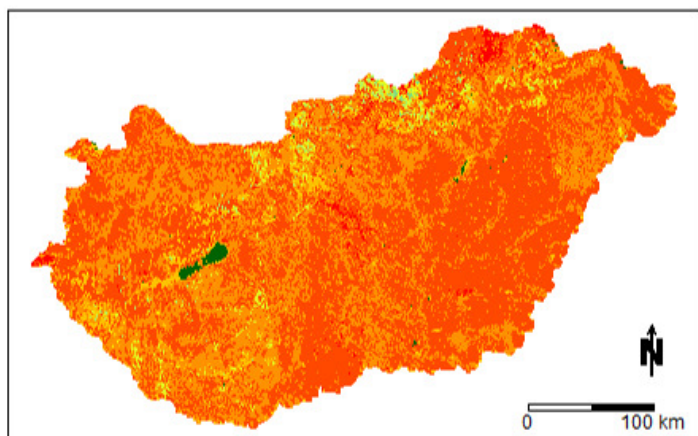
**Aladin 2021-2050**



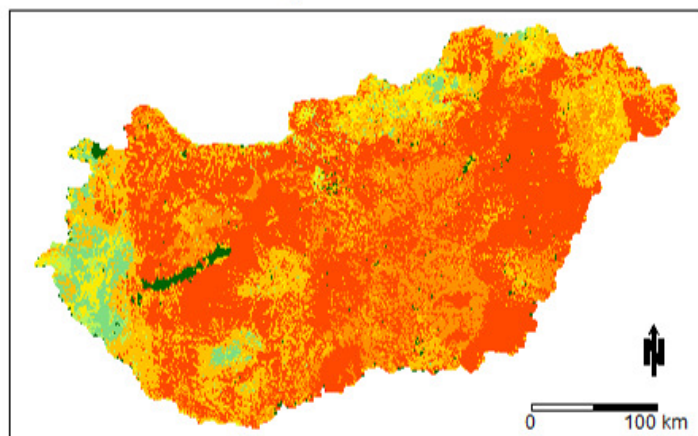
**RegCM 2021-2050**



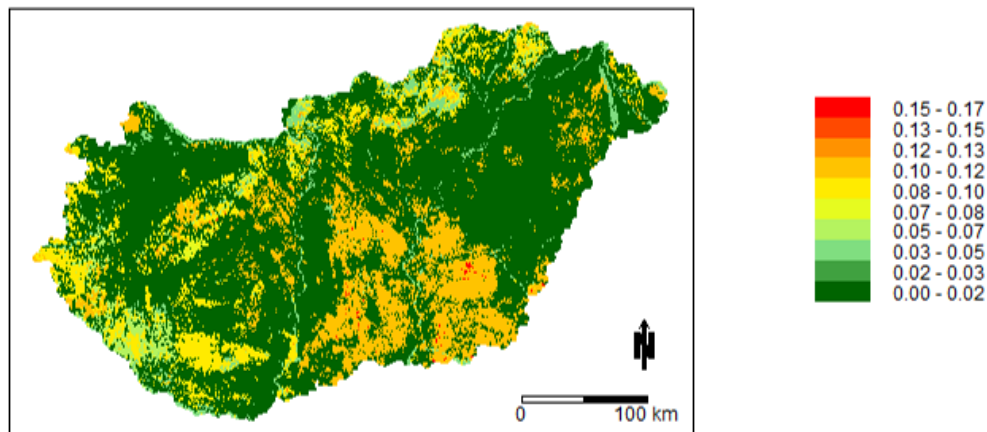
**Aladin 2071-2100**



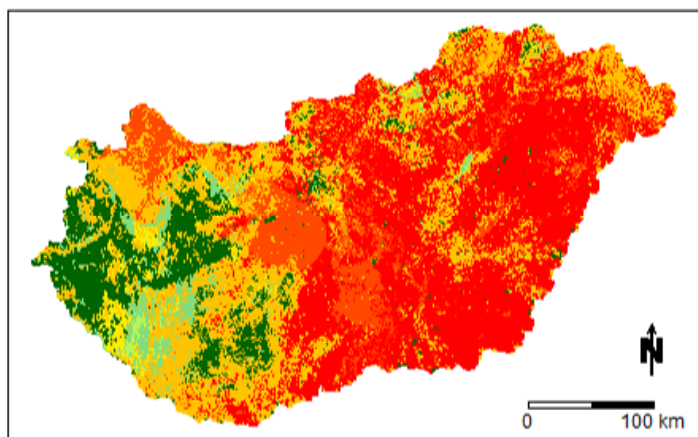
**RegCM 2071-2100**



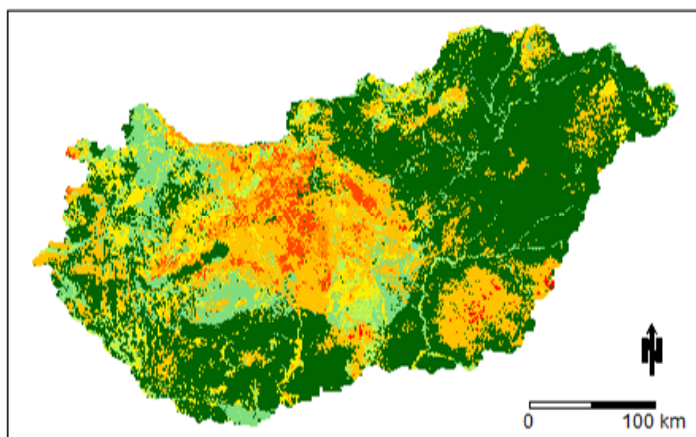
× *Hesperotropsis leylandii*  
1977-2006



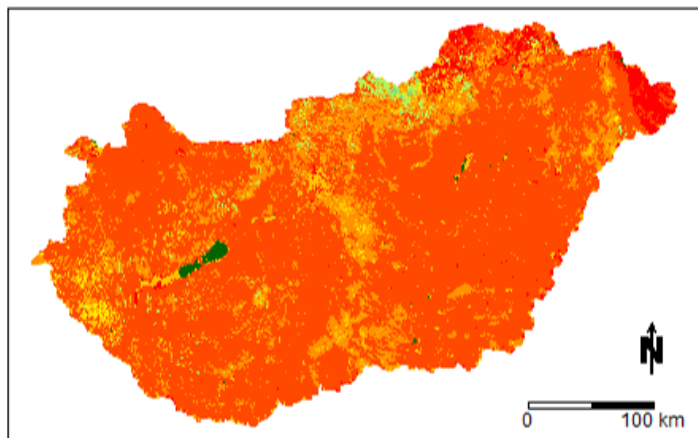
Aladin 2021-2050



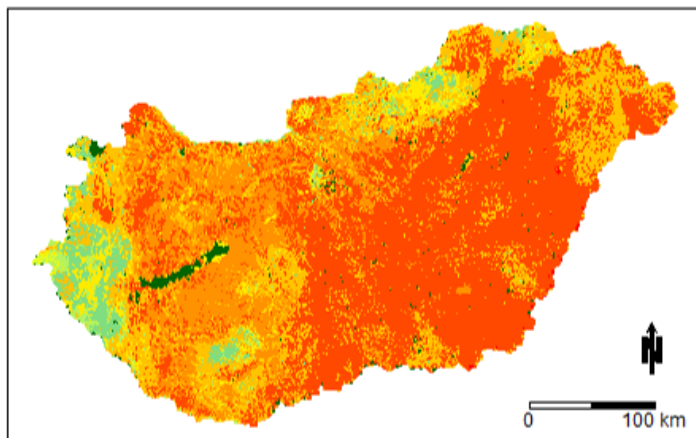
RegCM 2021-2050



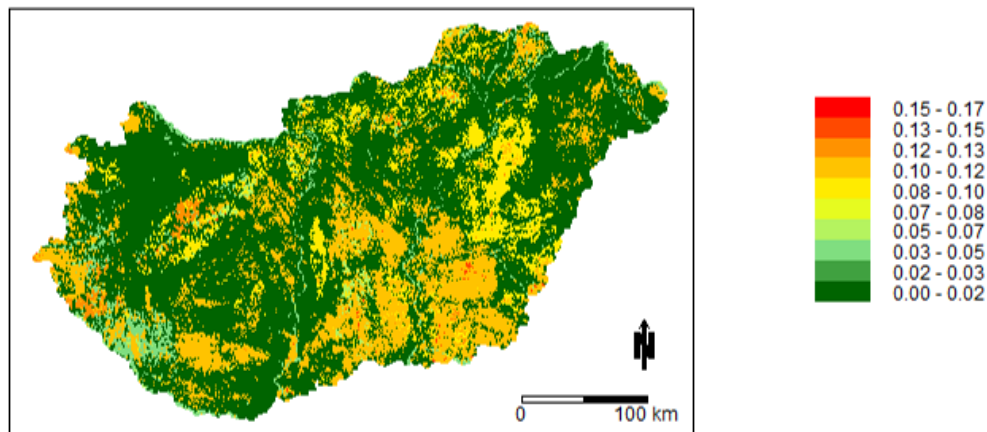
Aladin 2071-2100



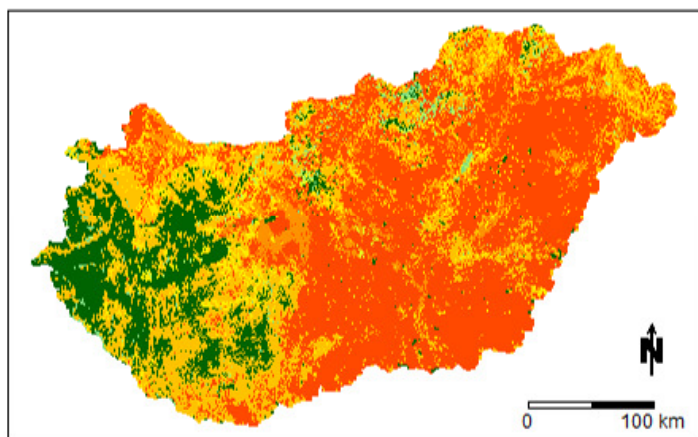
RegCM 2071-2100



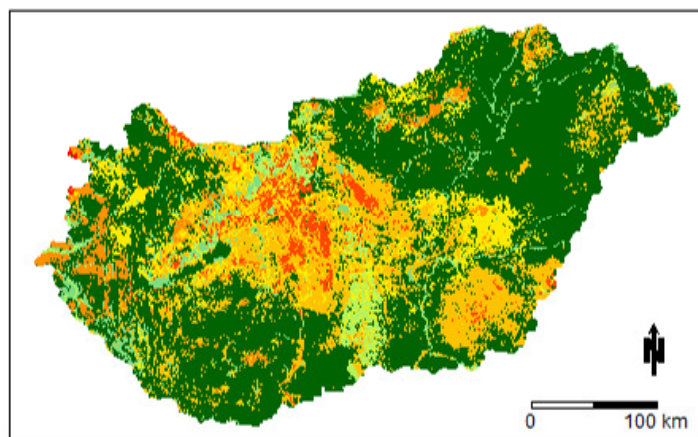
**Juniperus virginiana**  
1977-2006



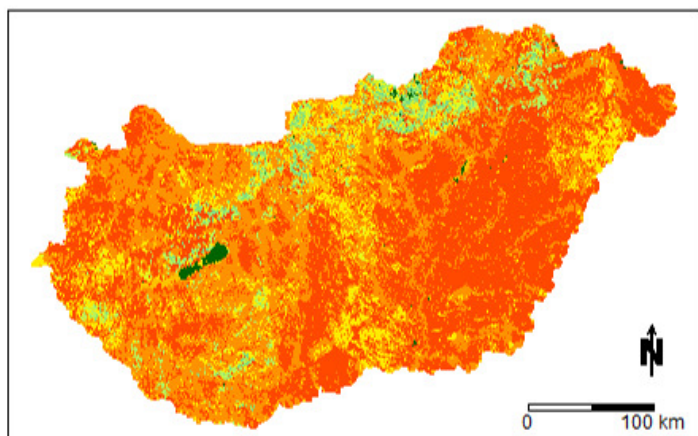
**Aladin 2021-2050**



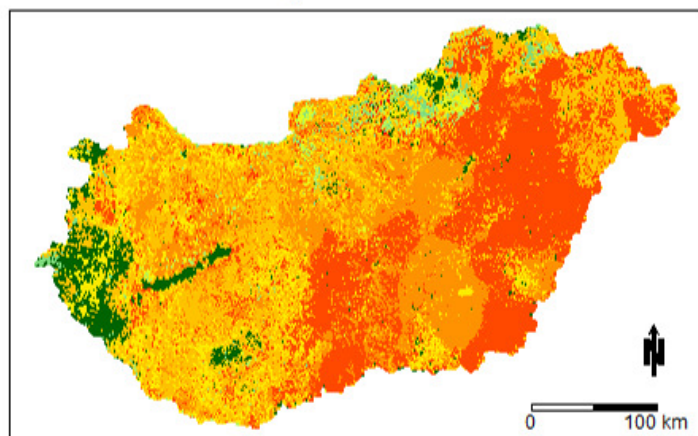
**RegCM 2021-2050**



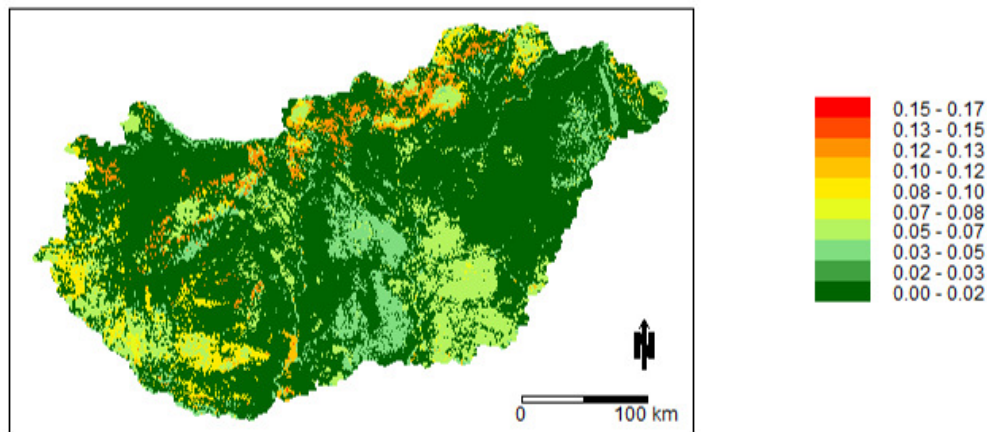
**Aladin 2071-2100**



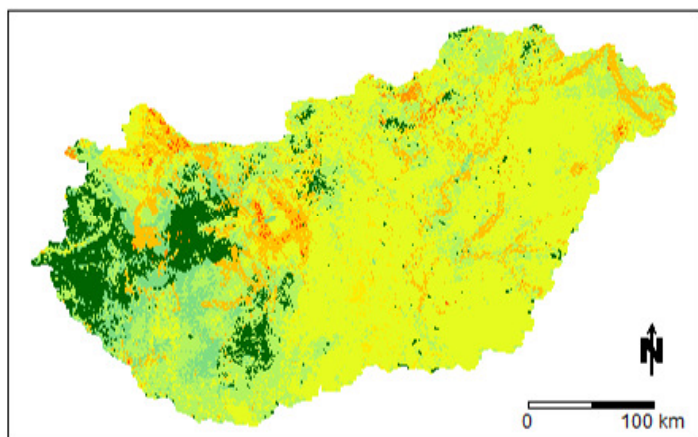
**RegCM 2071-2100**



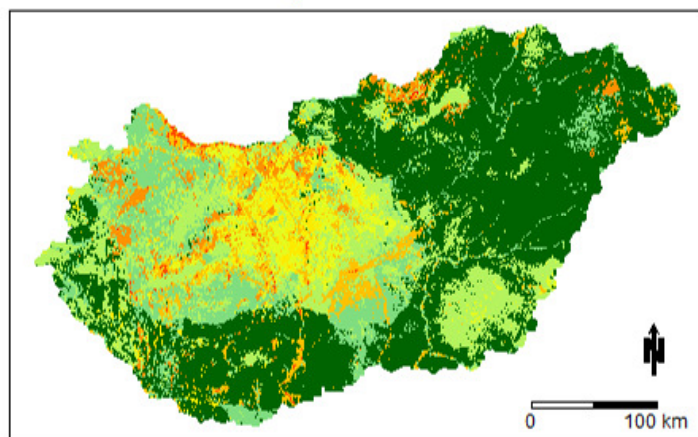
**Larix decidua**  
1977-2006



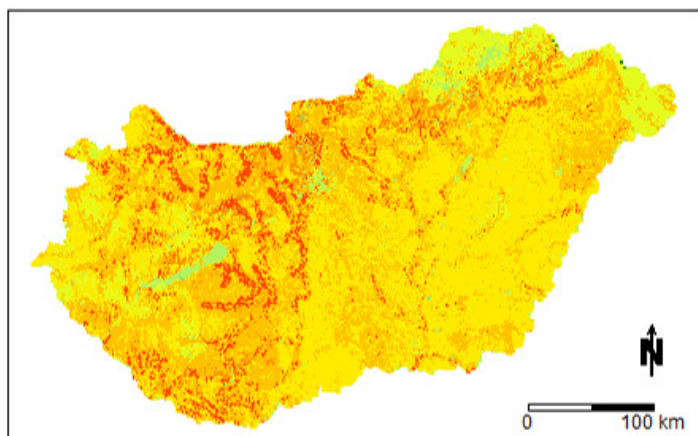
**Aladin 2021-2050**



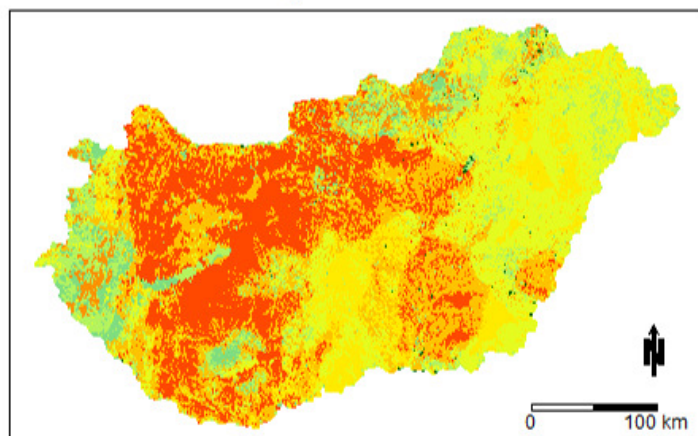
**RegCM 2021-2050**



**Aladin 2071-2100**

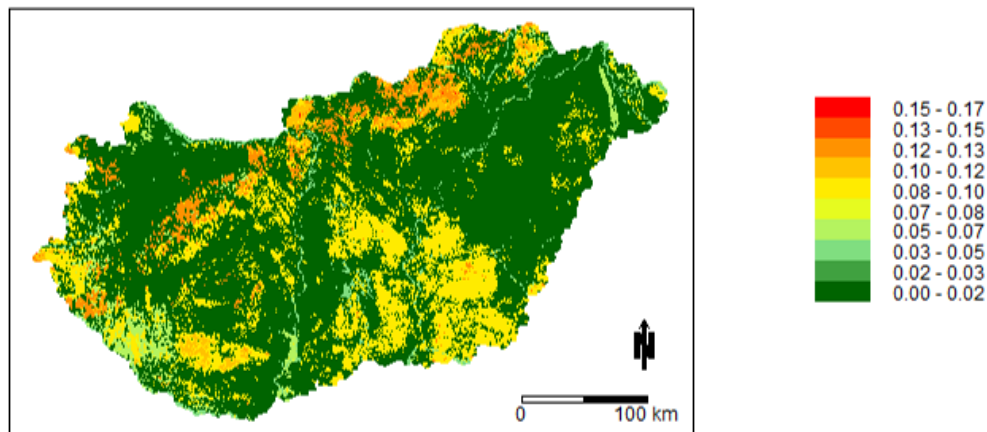


**RegCM 2071-2100**

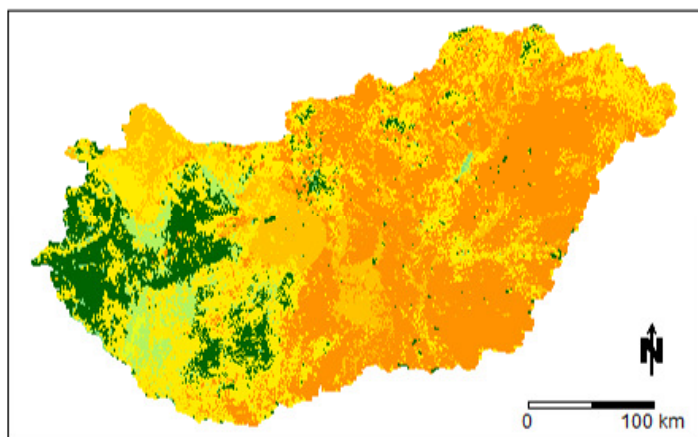




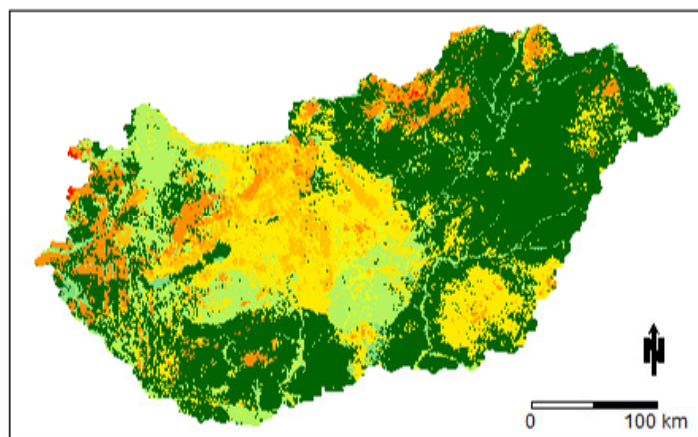
**Magnolia grandiflora**  
1977-2006



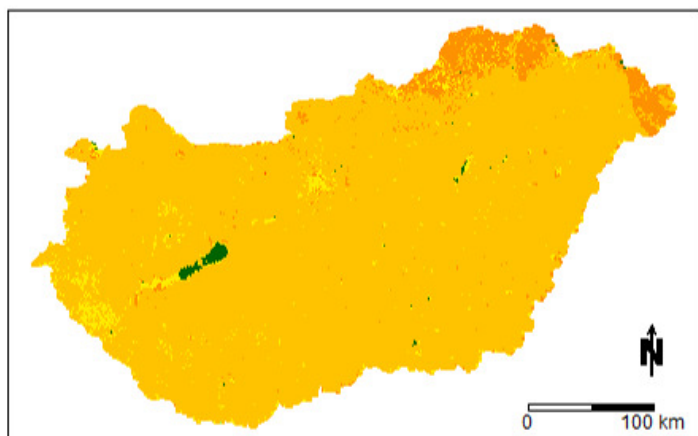
**Aladin 2021-2050**



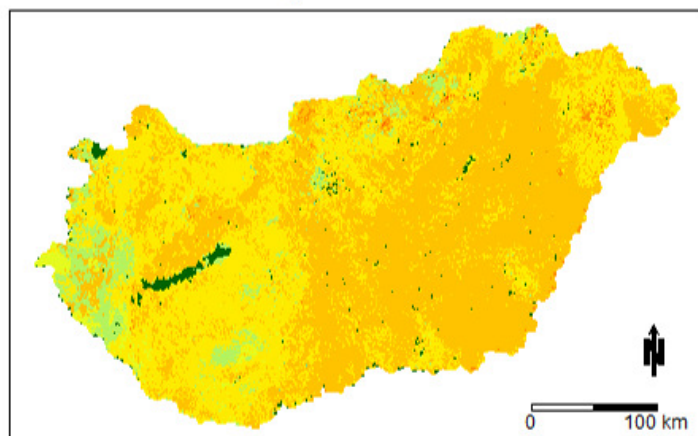
**RegCM 2021-2050**



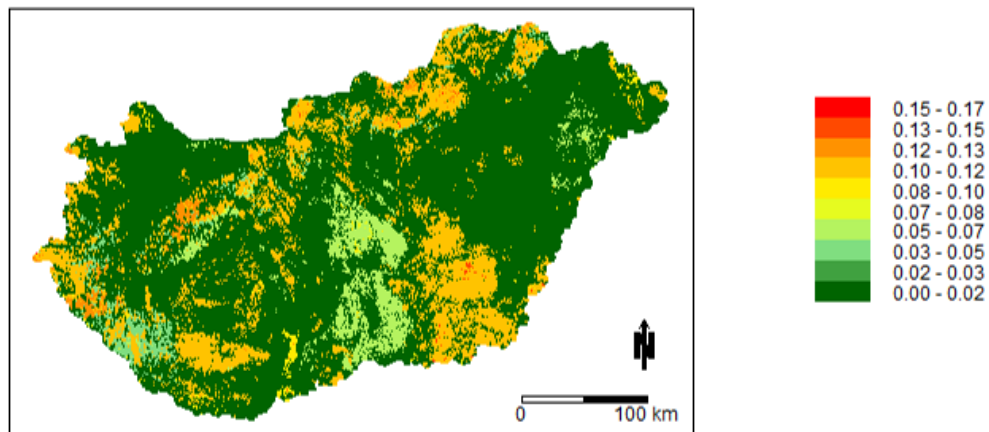
**Aladin 2071-2100**



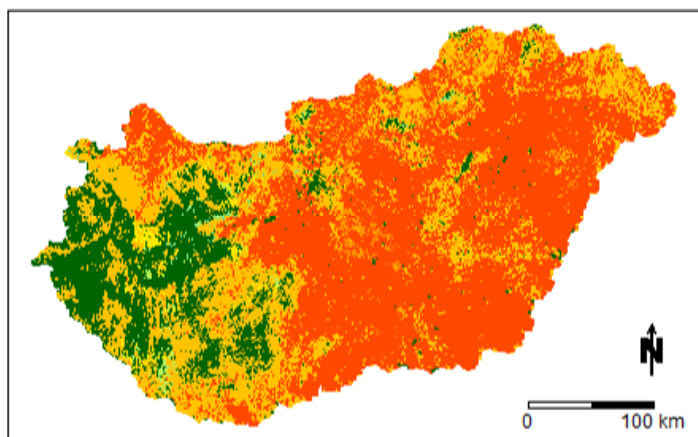
**RegCM 2071-2100**



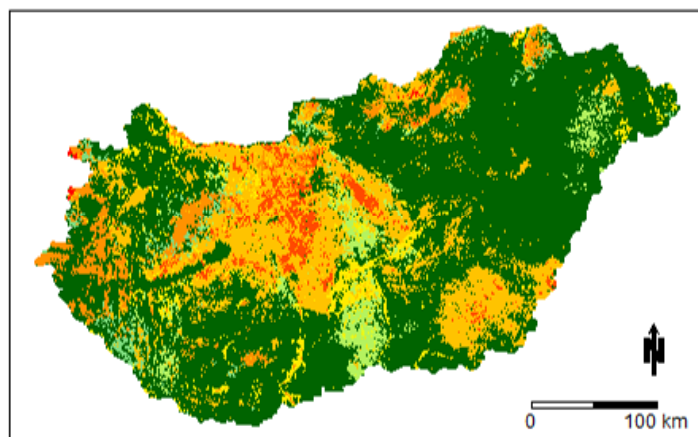
*Paulownia tomentosa*  
1977-2006



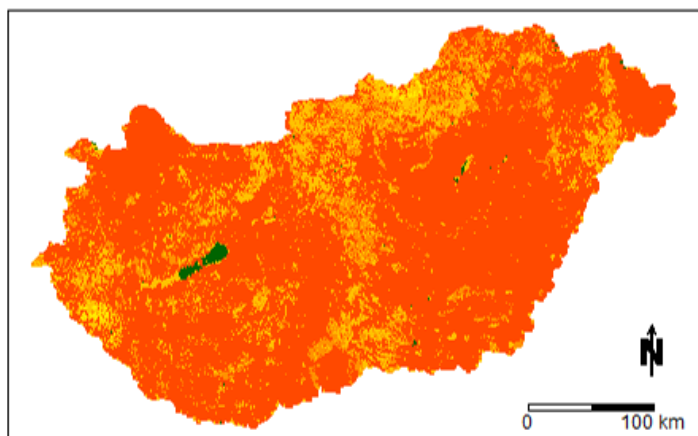
Aladin 2021-2050



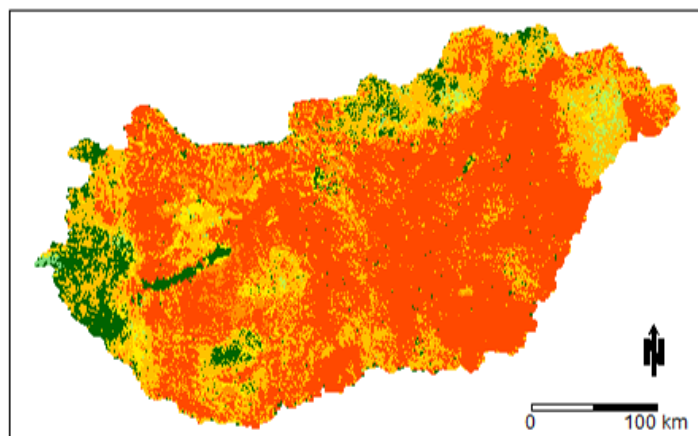
RegCM 2021-2050



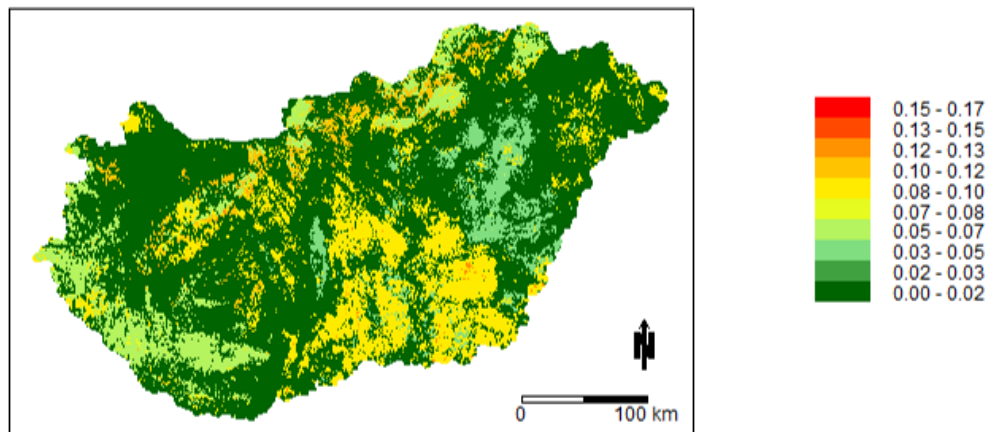
Aladin 2071-2100



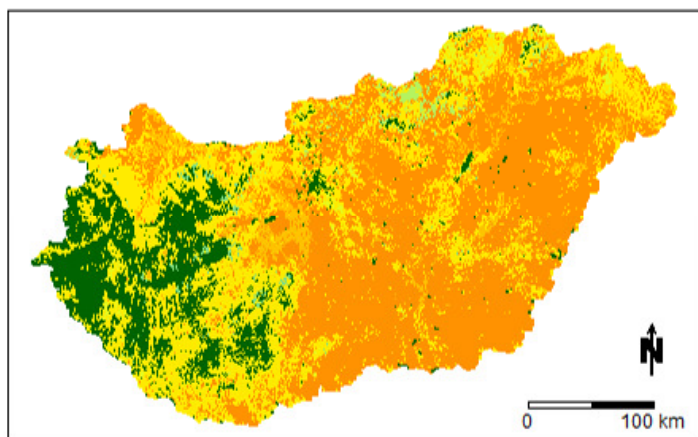
RegCM 2071-2100



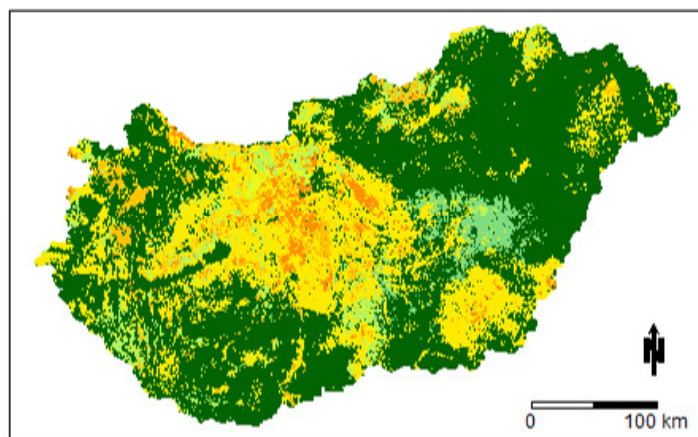
***Picea pungens*  
1977-2006**



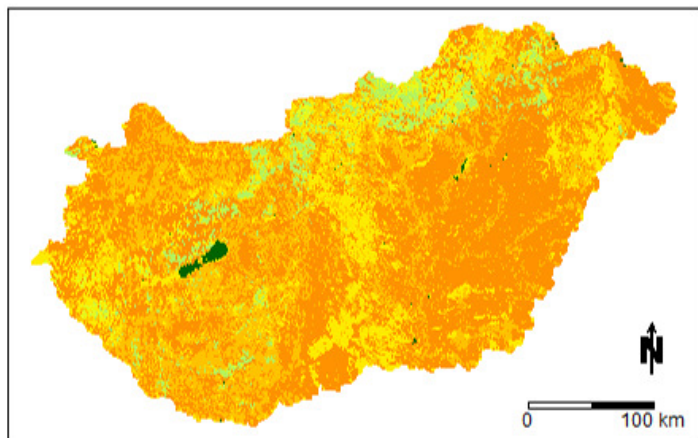
**Aladin 2021-2050**



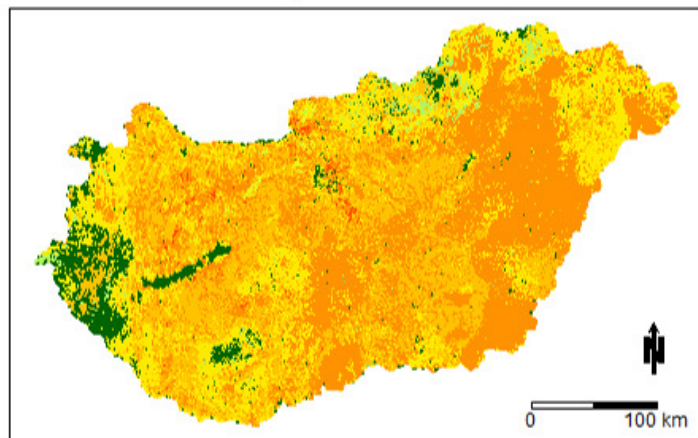
**RegCM 2021-2050**



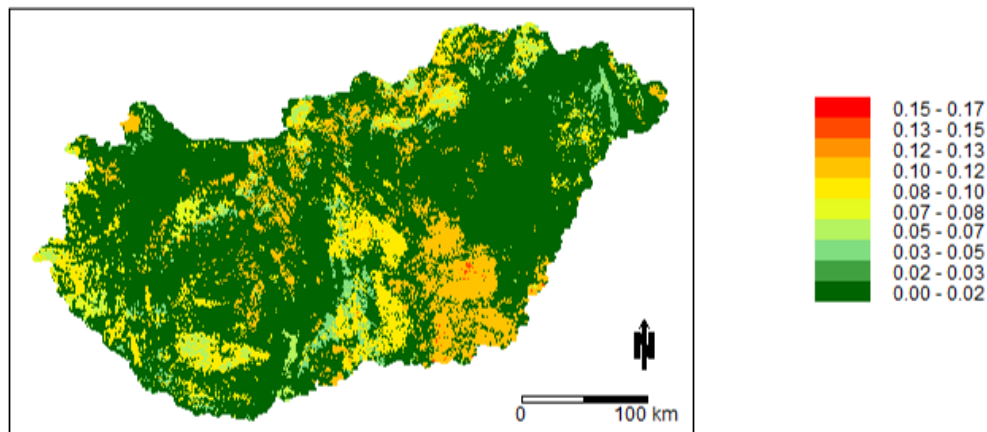
**Aladin 2071-2100**



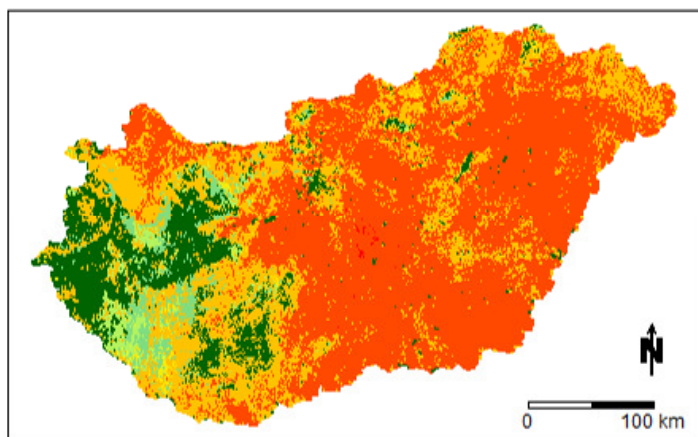
**RegCM 2071-2100**



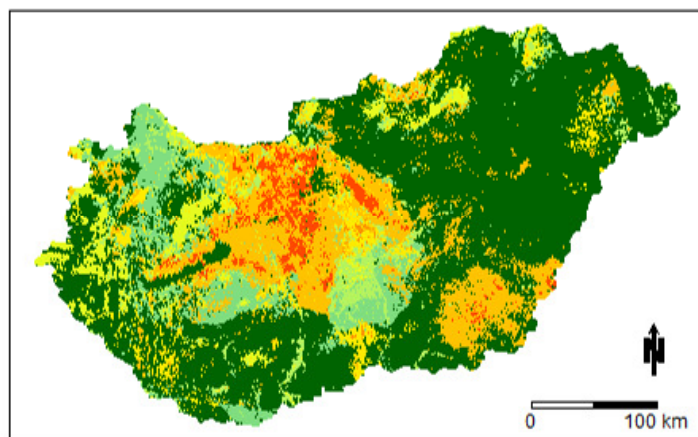
**Pinus strobus**  
1977-2006



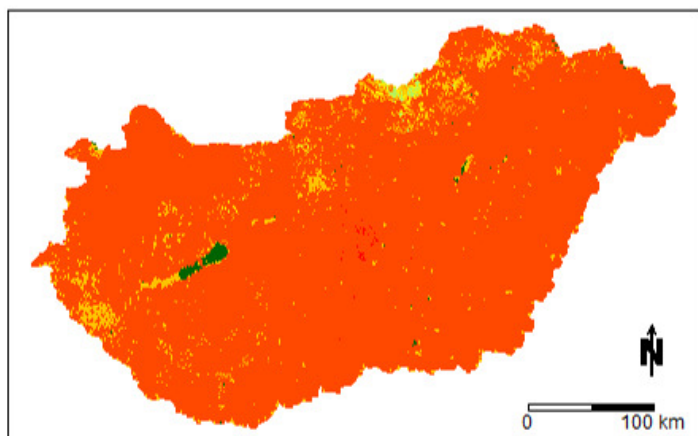
**Aladin 2021-2050**



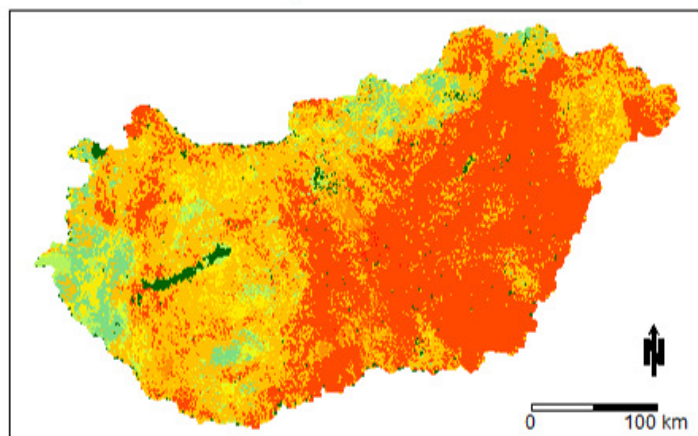
**RegCM 2021-2050**



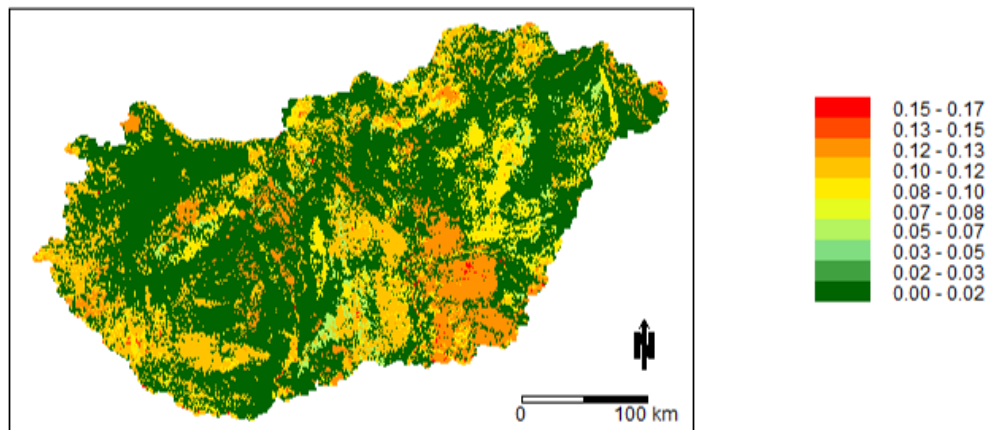
**Aladin 2071-2100**



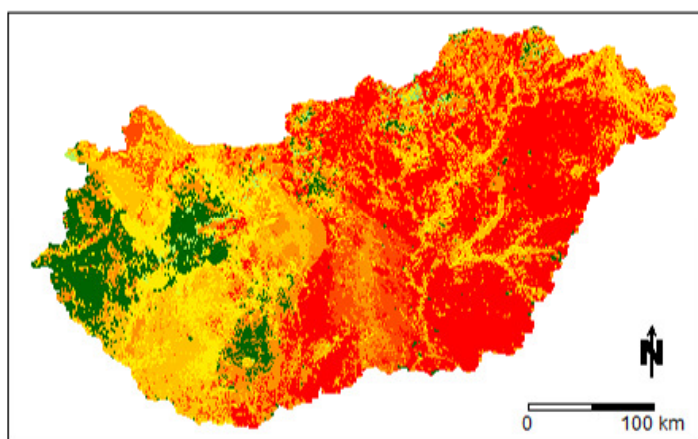
**RegCM 2071-2100**



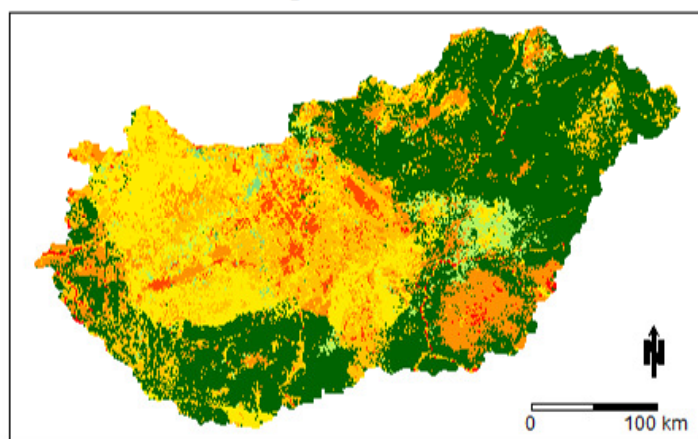
**Populus simonii**  
1977-2006



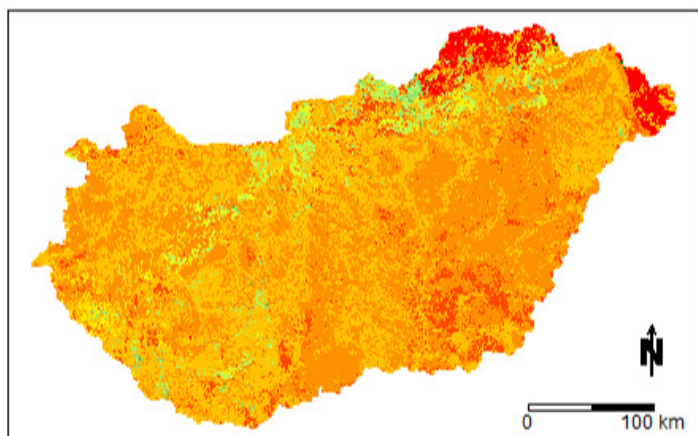
**Aladin 2021-2050**



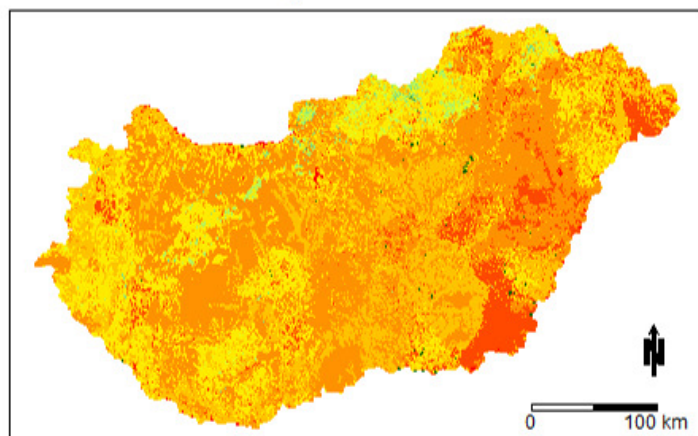
**RegCM 2021-2050**



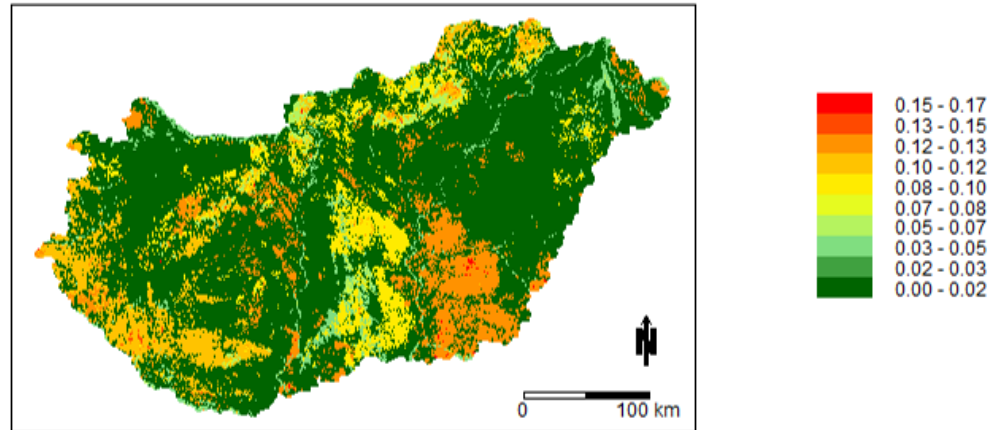
**Aladin 2071-2100**



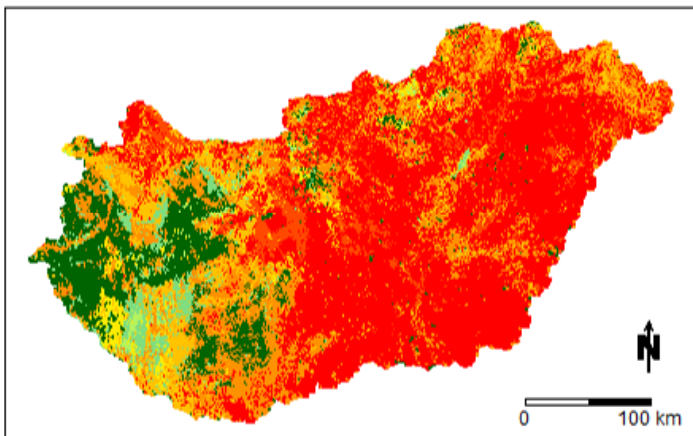
**RegCM 2071-2100**



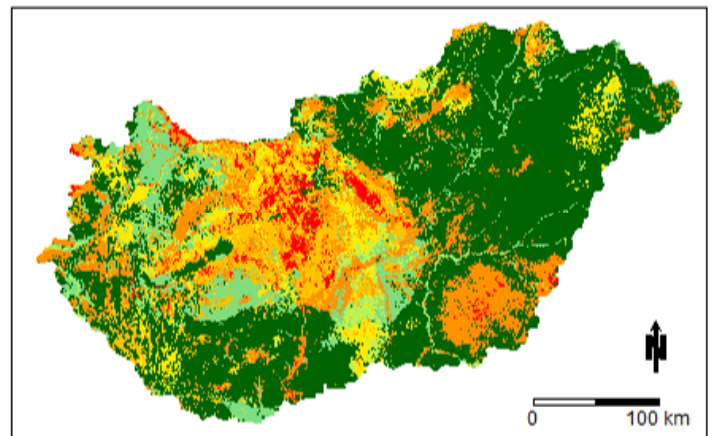
*Prunus serrulata*  
1977-2006



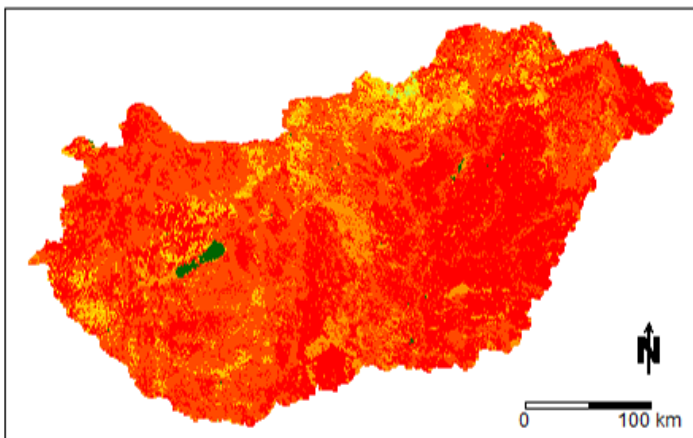
Aladin 2021-2050



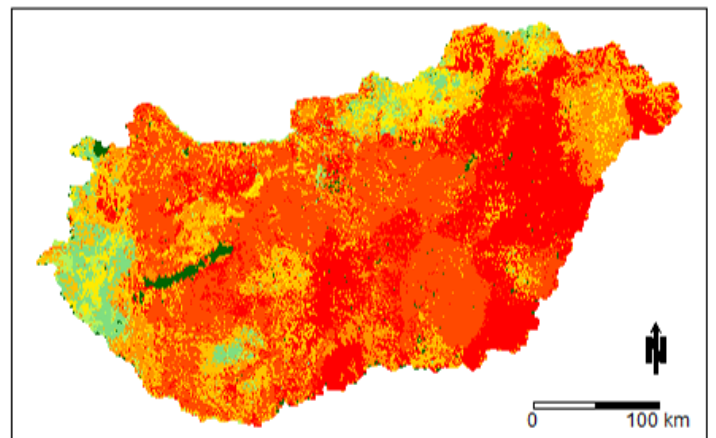
RegCM 2021-2050



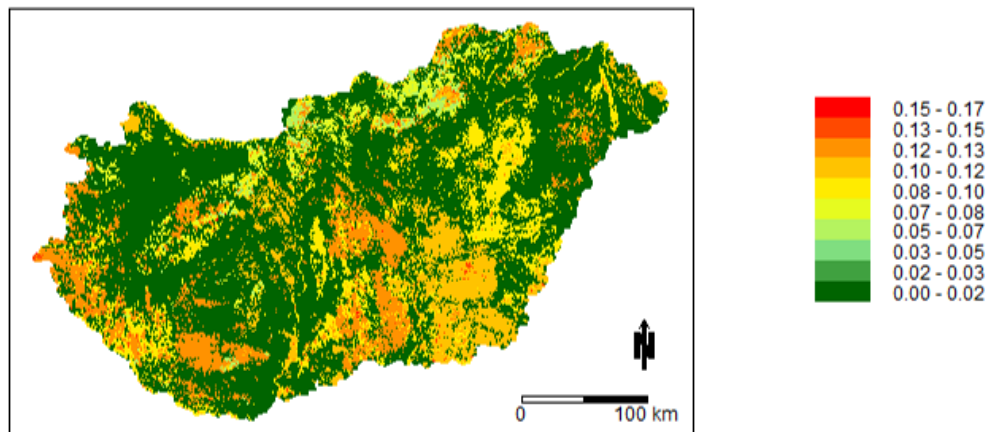
Aladin 2071-2100



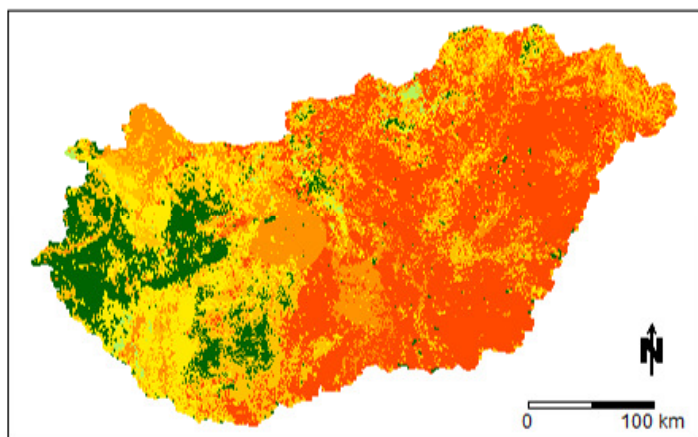
RegCM 2071-2100



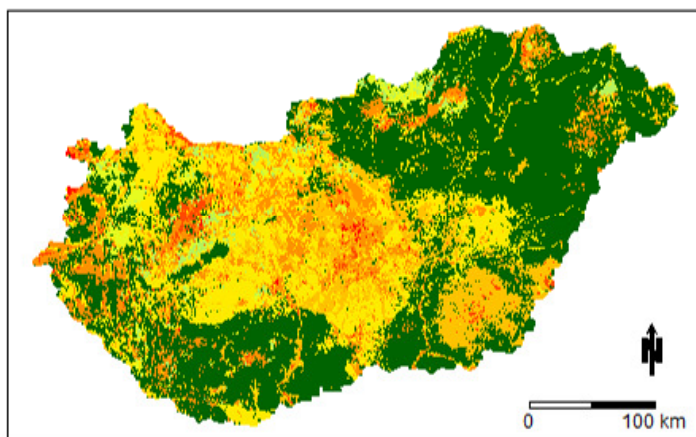
**Pyrus calleryana**  
1977-2006



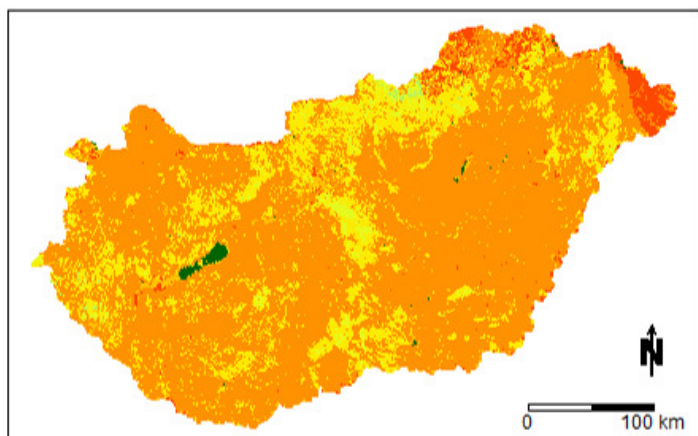
**Aladin 2021-2050**



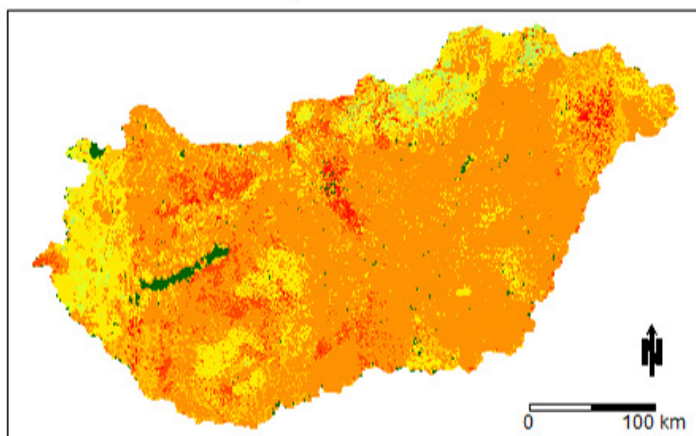
**RegCM 2021-2050**



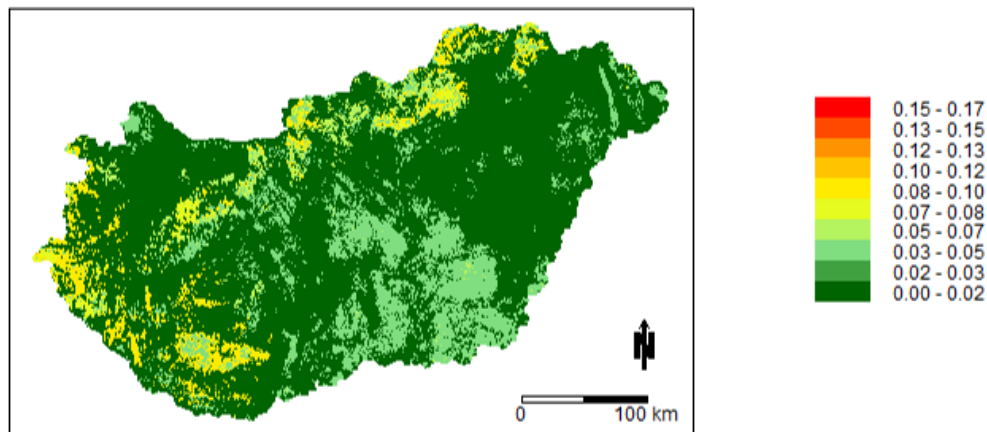
**Aladin 2071-2100**



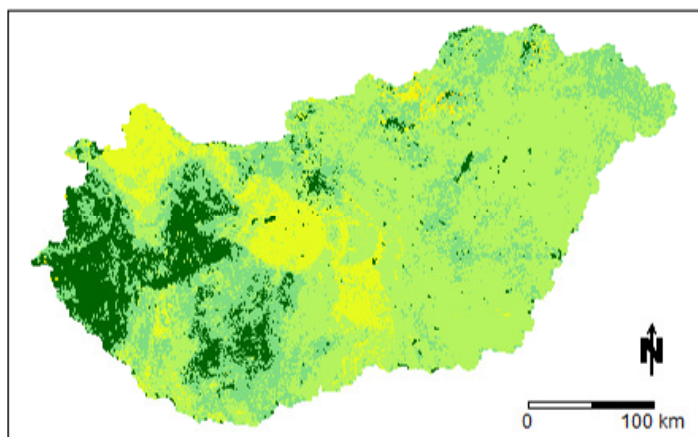
**RegCM 2071-2100**



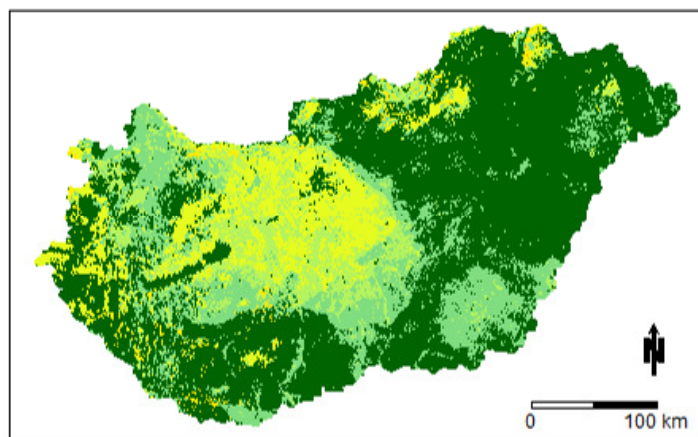
**Rhododendron catawbiense**  
1977-2006



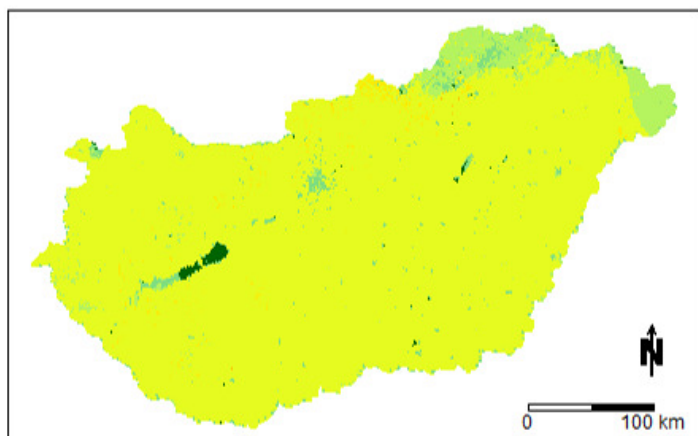
**Aladin 2021-2050**



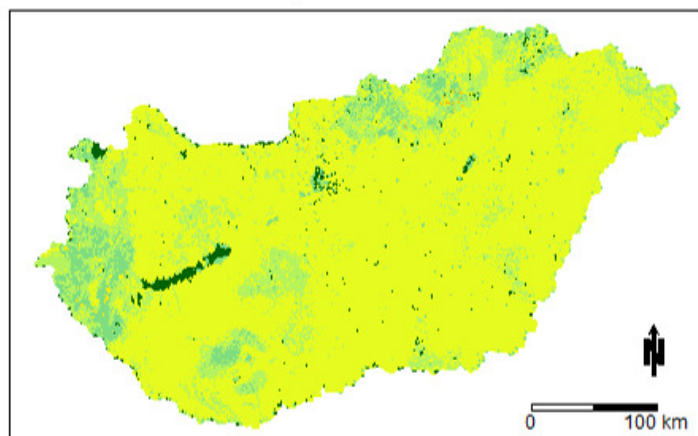
**RegCM 2021-2050**



**Aladin 2071-2100**

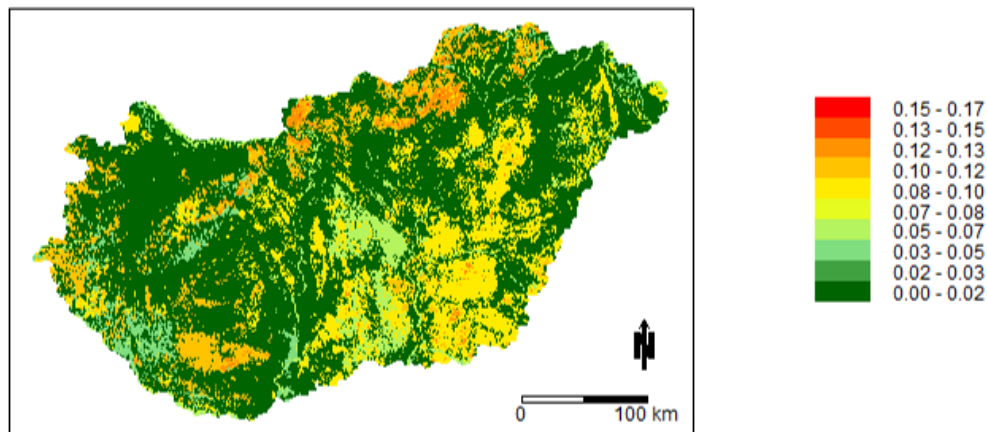


**RegCM 2071-2100**

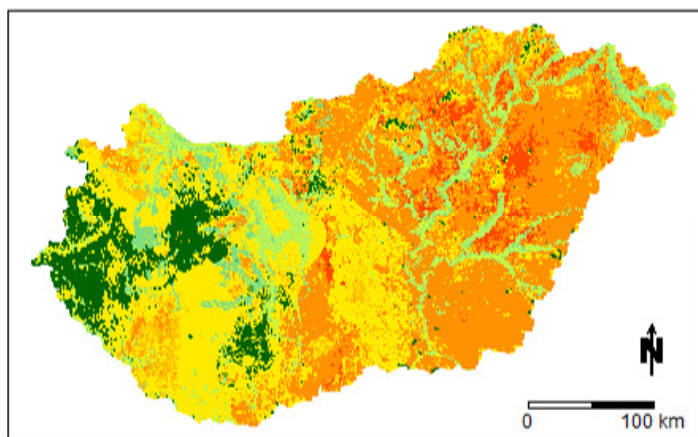




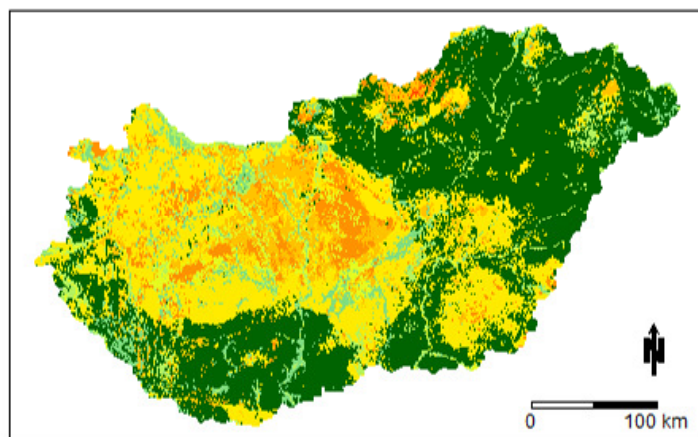
**Salix alba**  
1977-2006



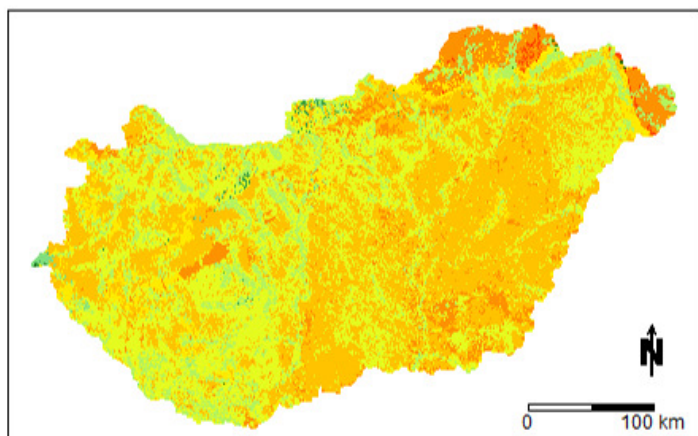
**Aladin 2021-2050**



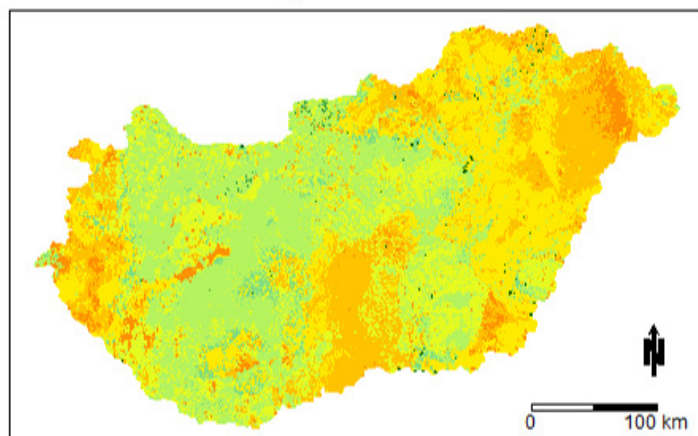
**RegCM 2021-2050**



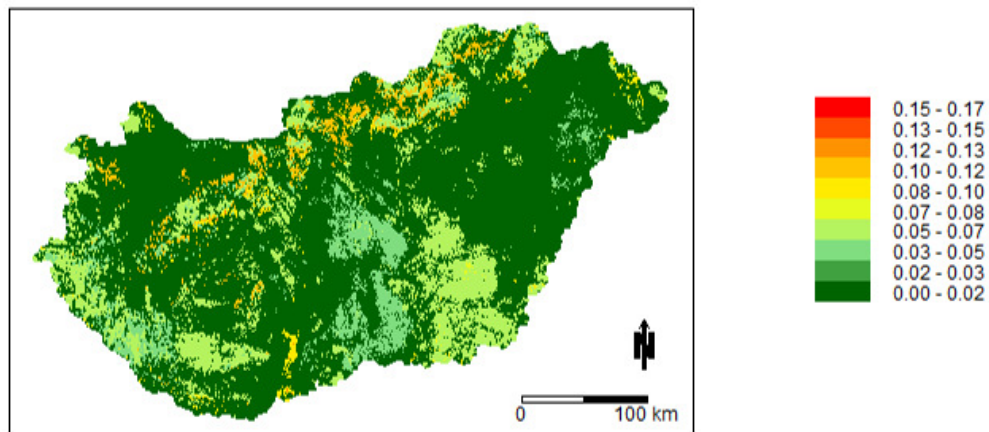
**Aladin 2071-2100**



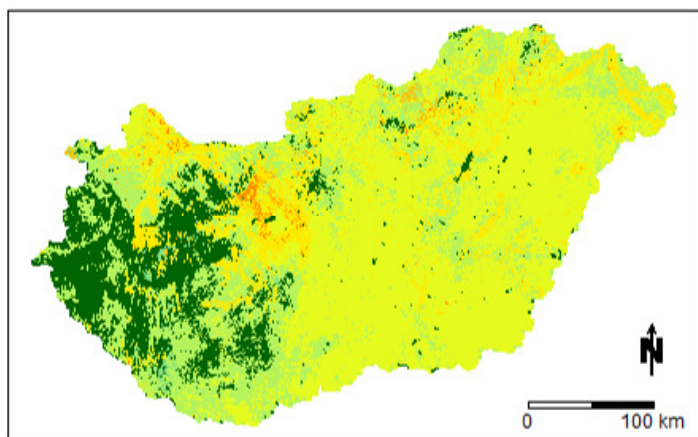
**RegCM 2071-2100**



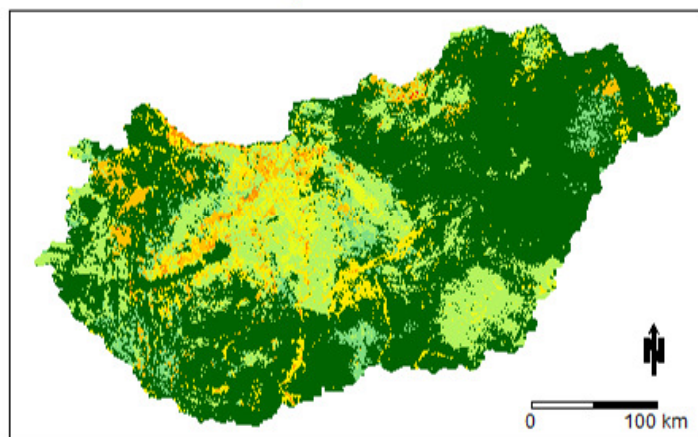
**Sorbus aucuparia**  
1977-2006



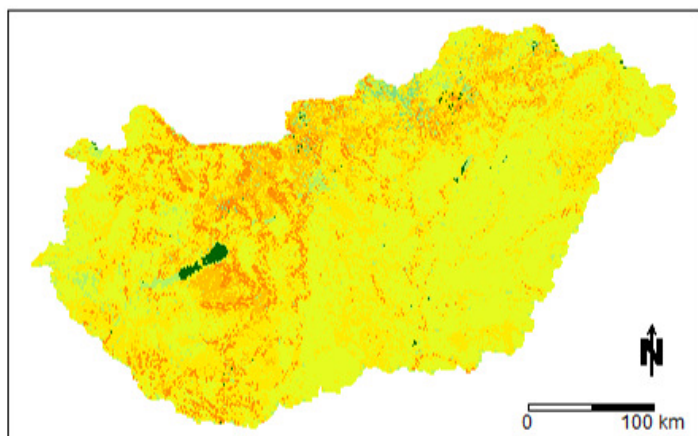
**Aladin 2021-2050**



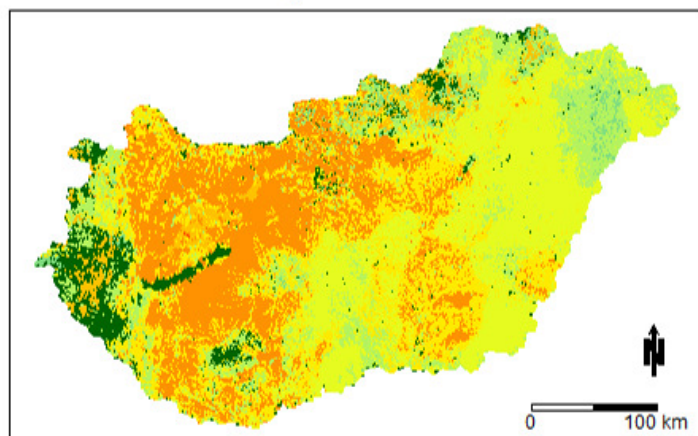
**RegCM 2021-2050**



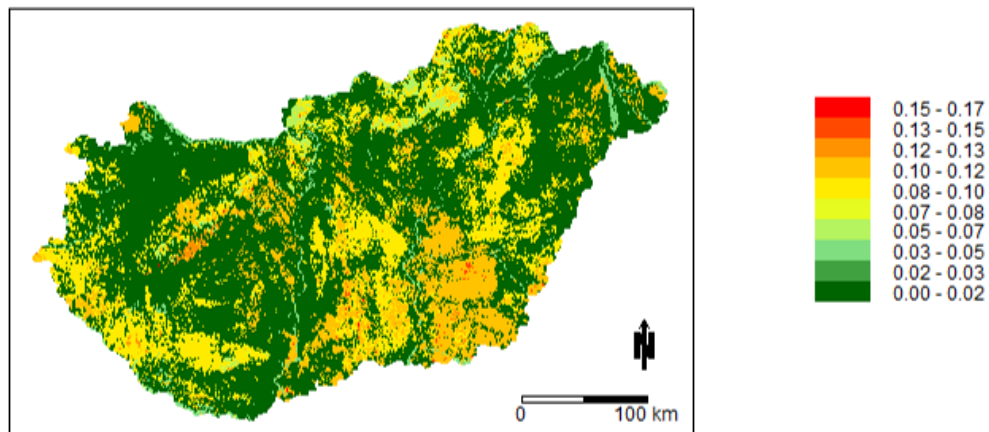
**Aladin 2071-2100**



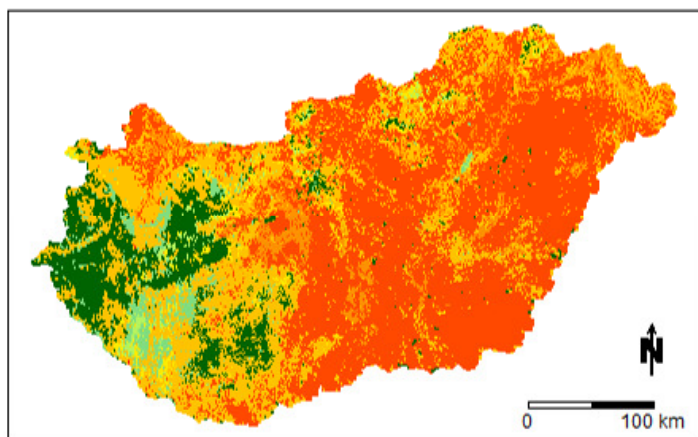
**RegCM 2071-2100**



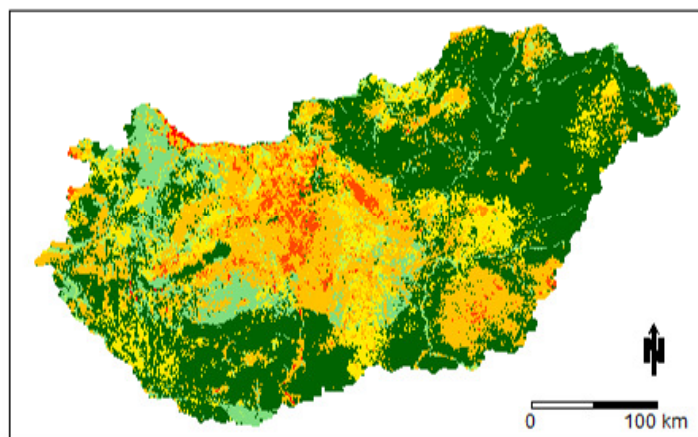
*Styphnolobium japonicum*  
1977-2006



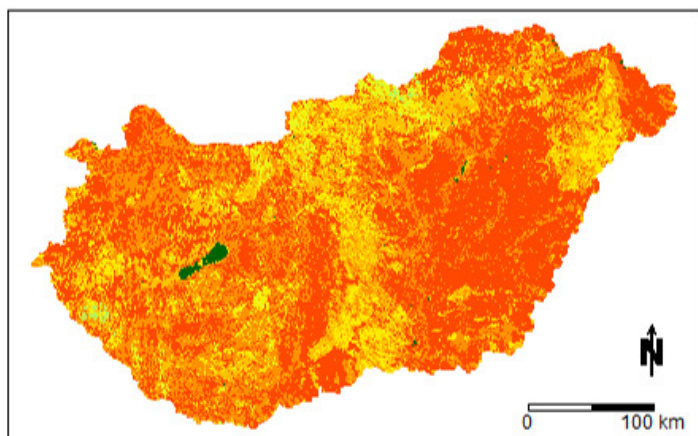
Aladin 2021-2050



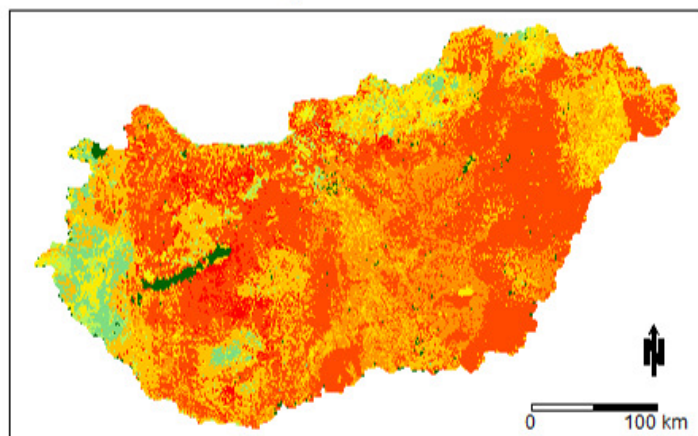
RegCM 2021-2050



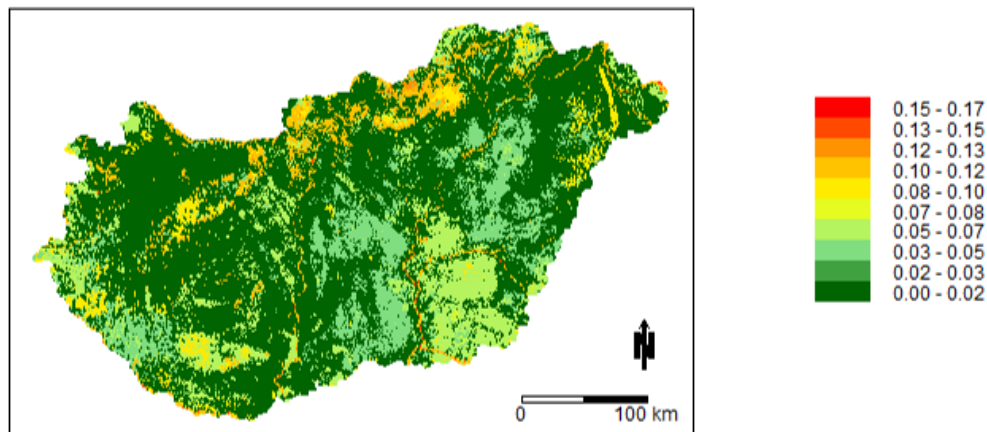
Aladin 2071-2100



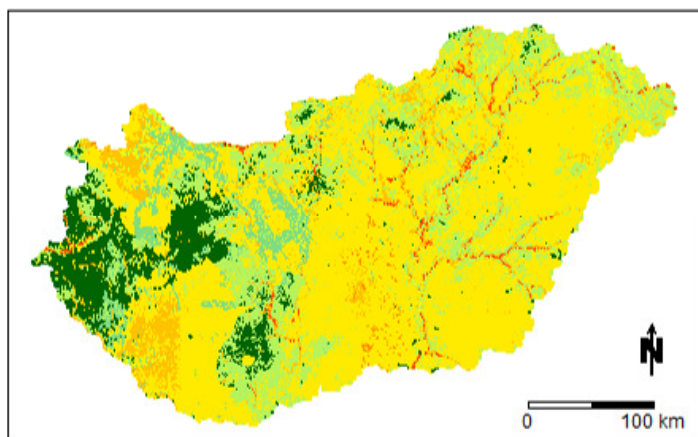
RegCM 2071-2100



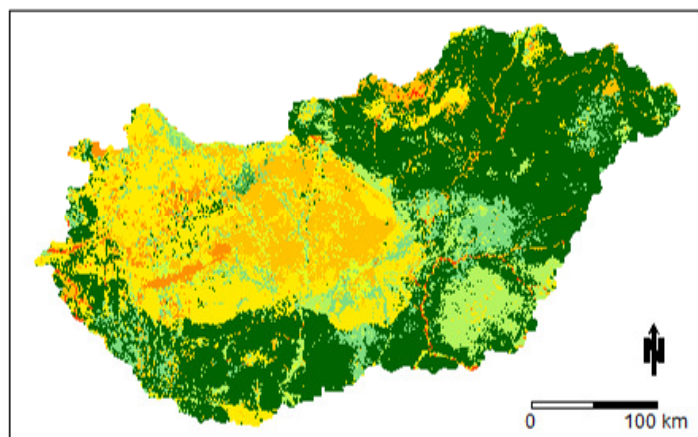
**Taxodium distichum  
1977-2006**



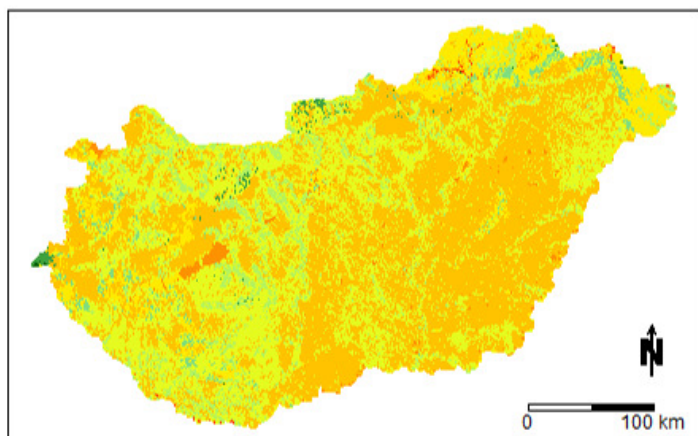
**Aladin 2021-2050**



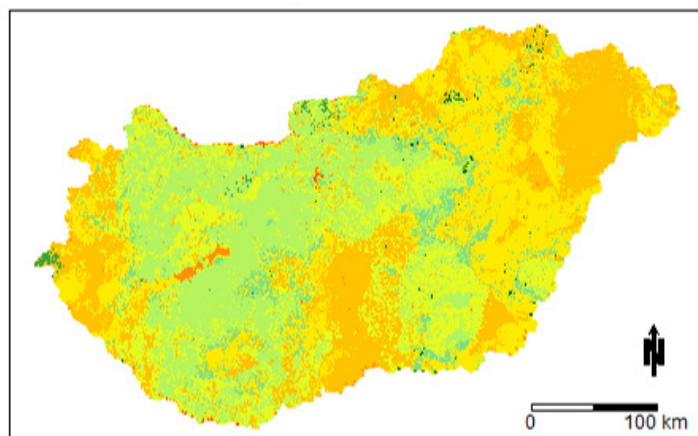
**RegCM 2021-2050**



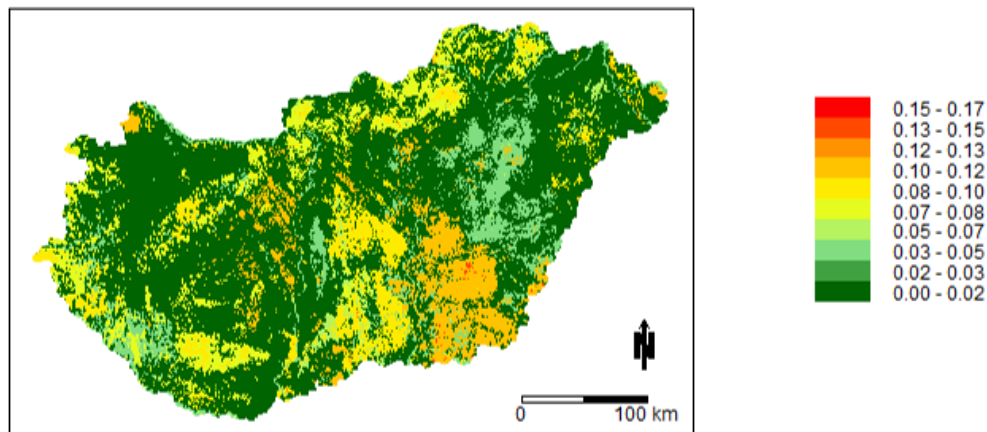
**Aladin 2071-2100**



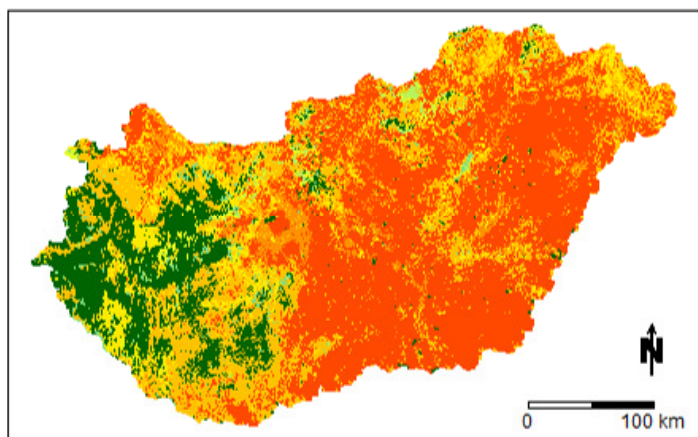
**RegCM 2071-2100**



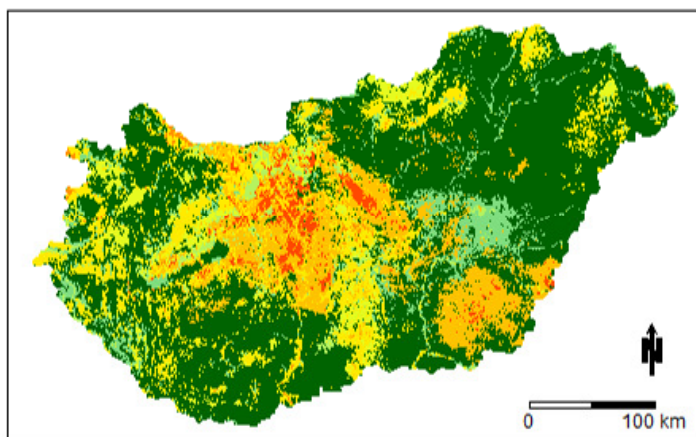
**Tetradium daniellii**  
1977-2006



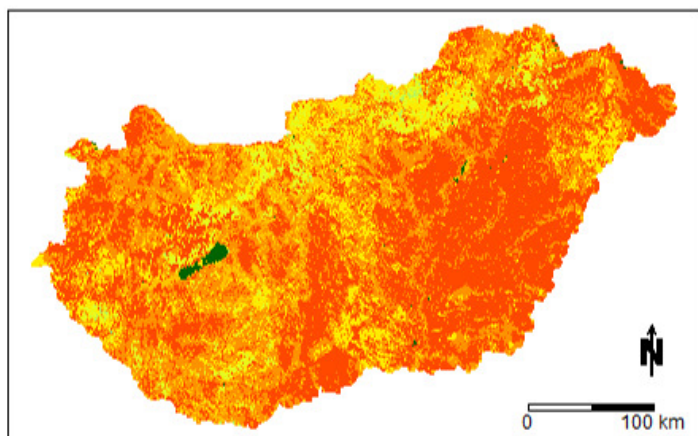
**Aladin 2021-2050**



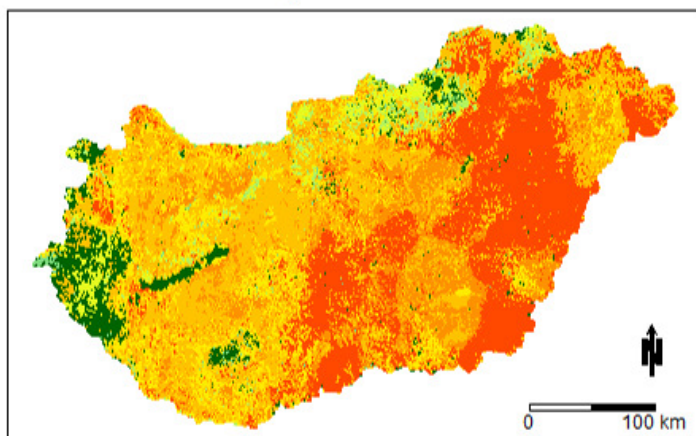
**RegCM 2021-2050**



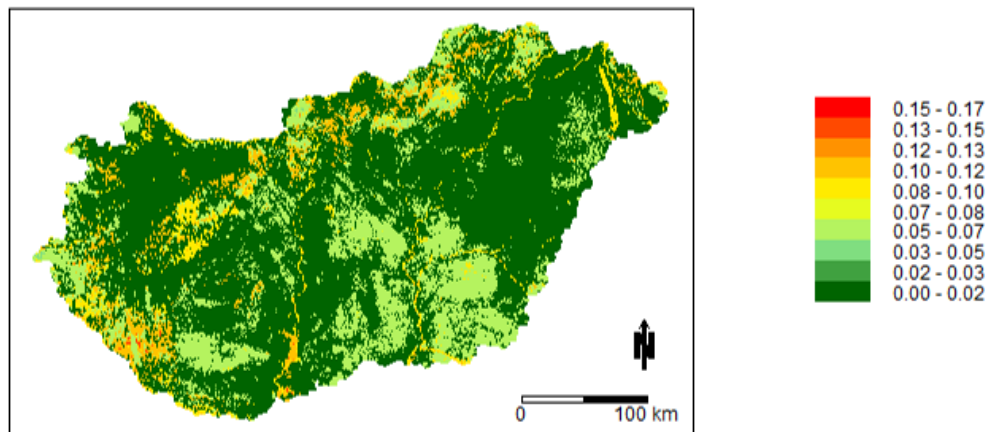
**Aladin 2071-2100**



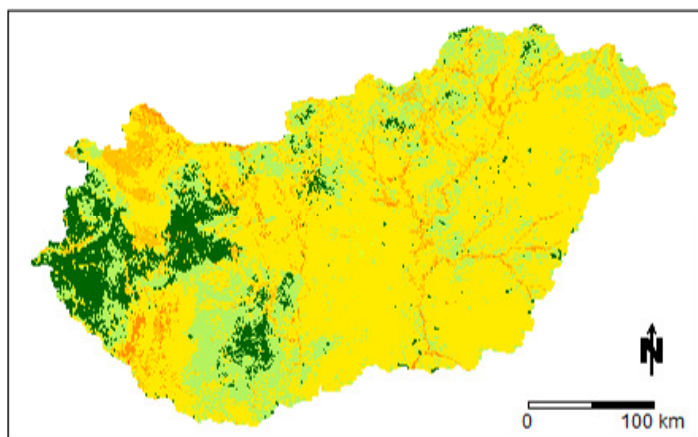
**RegCM 2071-2100**



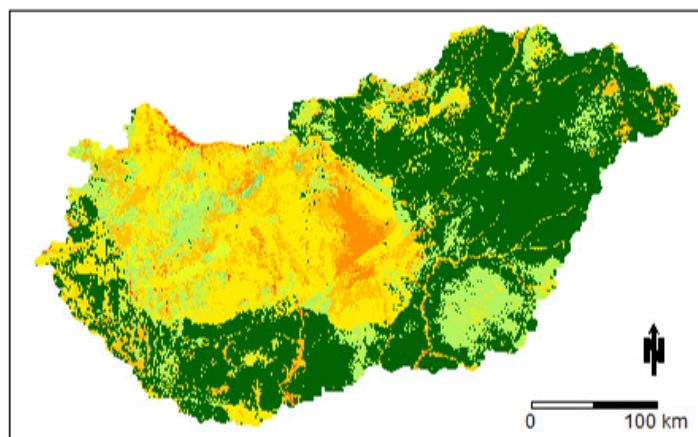
**Thuja plicata  
1977-2006**



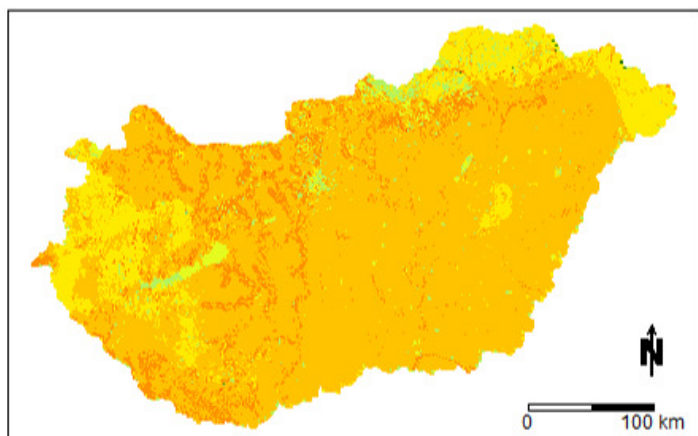
**Aladin 2021-2050**



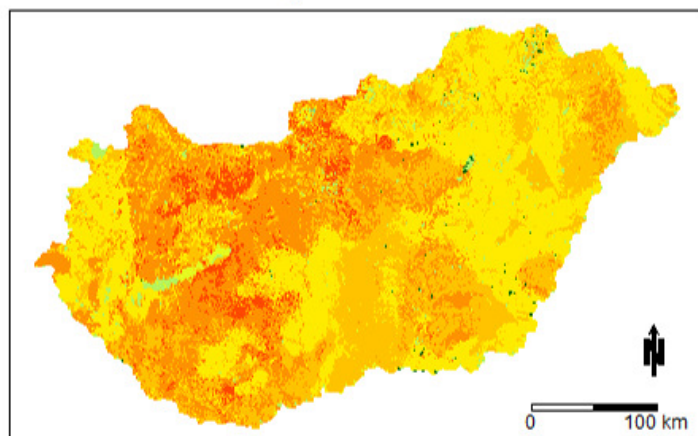
**RegCM 2021-2050**



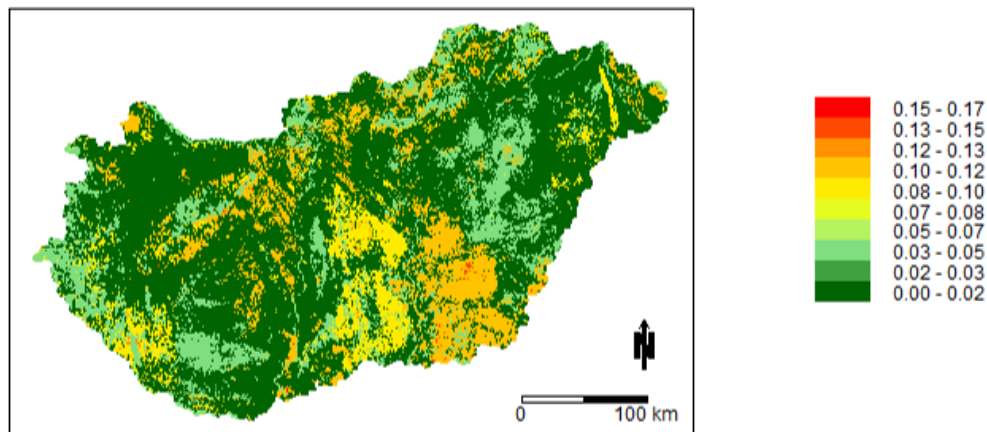
**Aladin 2071-2100**



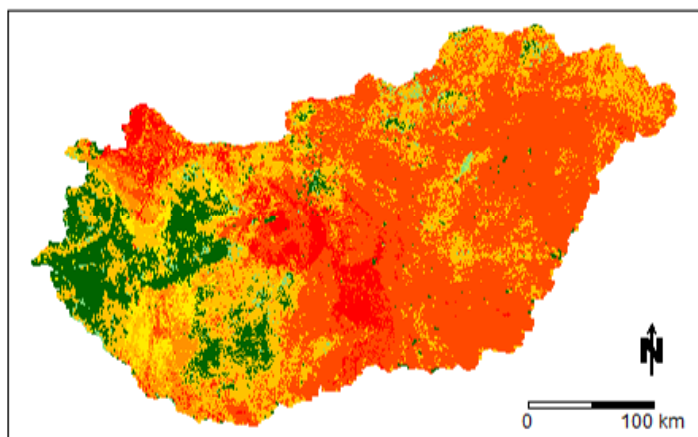
**RegCM 2071-2100**



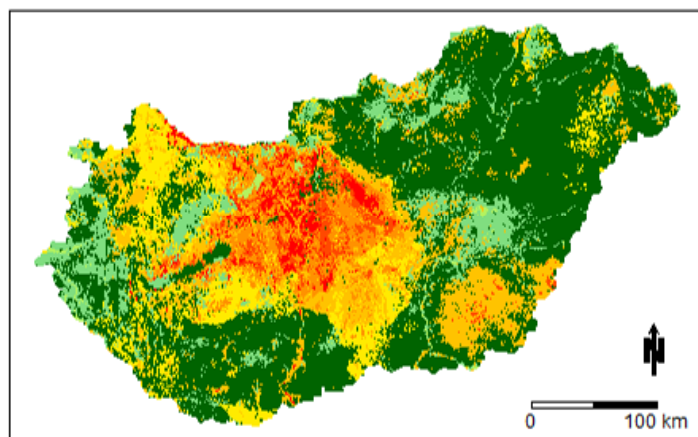
**Tilia platyphyllos**  
1977-2006



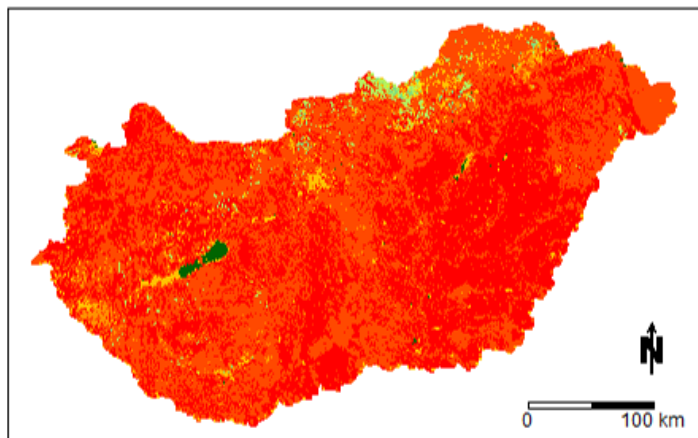
**Aladin 2021-2050**



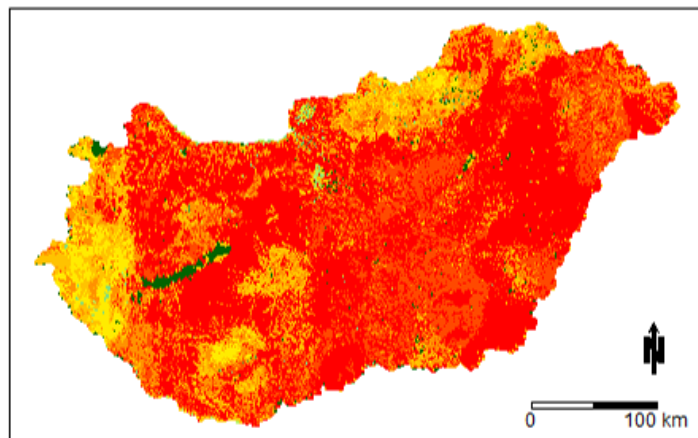
**RegCM 2021-2050**



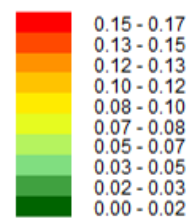
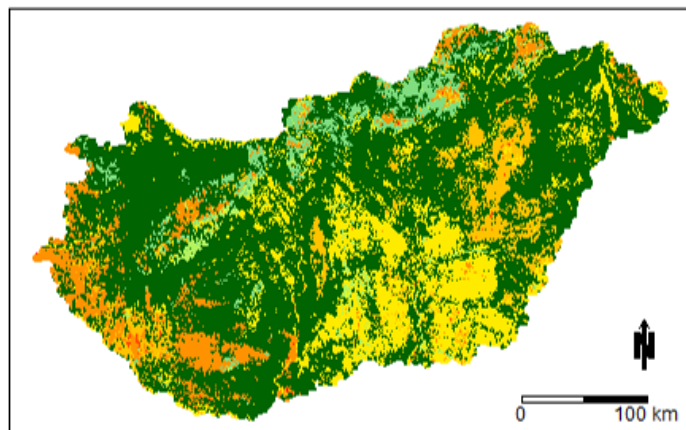
**Aladin 2071-2100**



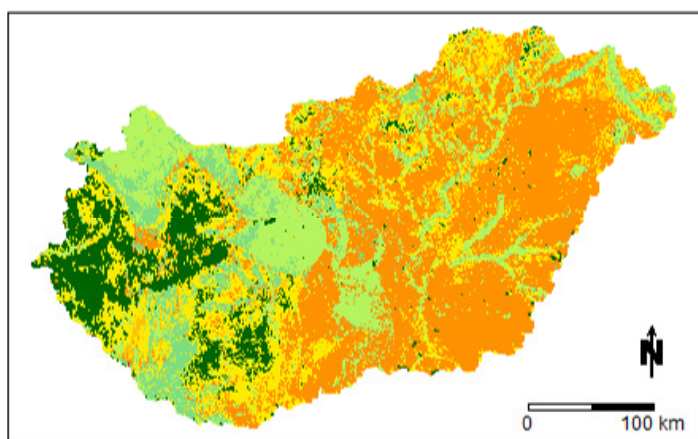
**RegCM 2071-2100**



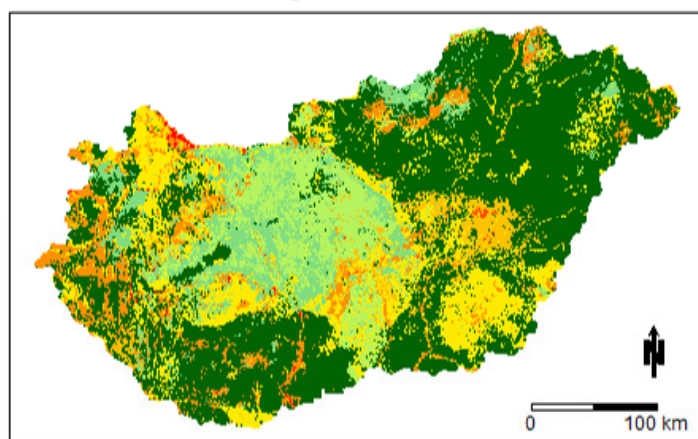
*Ulmus pumila* var. *arborea*  
1977-2006



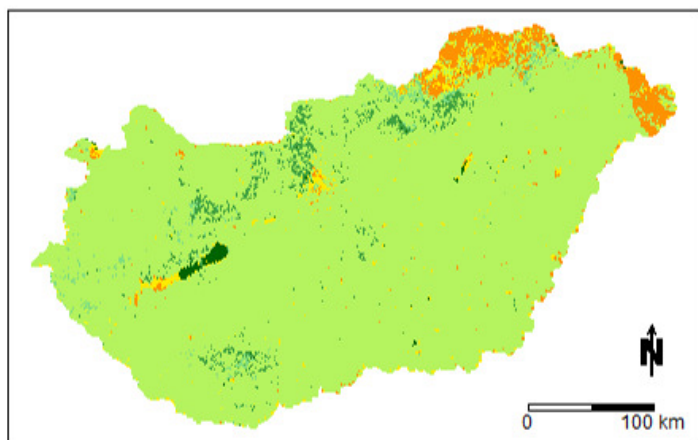
Aladin 2021-2050



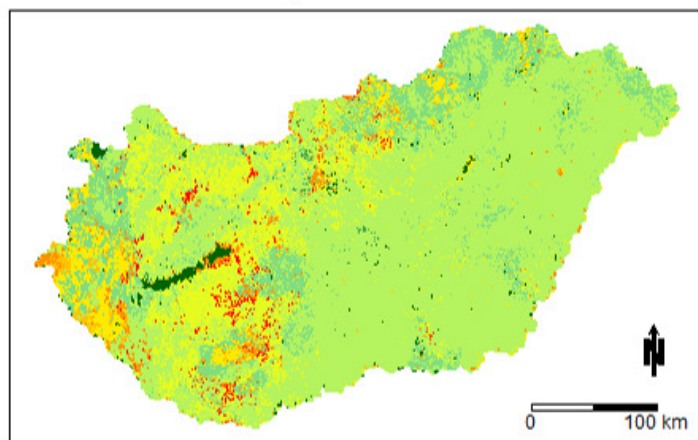
RegCM 2021-2050



Aladin 2071-2100



RegCM 2071-2100





## 10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A disszertációban bemutatott kutatás elvégzésében többen és többféleképpen segítettek, melyet ezúton is nagyon köszönök minden nevesített és nem nevesített támogatómnak. Egyetemi tanulmányaim alatt és után emberileg és szakmailag is terelgetett Gerzson László belső témavezetőm; köszönöm támogatását, éles meglátásait, mindenkor őszinte véleményét. A disszertációm első pilléréként bemutatott kutatást csapatban végeztük kollégáimmal, Czucz Bálinttal, Somodi Imeldával és Lepesi Nikolettal – nélkülük e disszertációt nem írhattam volna meg. Szeretném külön is megköszönni Somodi Imelda külső témavezetőm idejét, támogató figyelmét, és azt, hogy hatalmas szakmai tudását soha nem magának tartogatta, hanem az általa kitaposott úton engedett engem is megindulni.

Hálás vagyok minden szóbeli közlőmnek, külön kiemelve azon szakértőket, akik az élőhely-dísznövény mátrix kitöltésére idejüket és tudásuk megosztását nem sajnálták. Köszönöm Kósa Géza kemény, de mindenkor jobbító szándékú kritikáit az élőhely-dísznövény mátrixszal kapcsolatban. I would like to express my gratitude to all of them who helped my research with personal communications.

Köszönöm továbbá Szilassi Péter, Fekete Albert, Sütöriné Diószegi Magdolna, Ladányi Márta, Hajdu Csaba, valamint Ács Sándor idejét, segítségét, tanácsát.

A kutatást a TÁMOP-4.2.1/B-09/1/KMR-2010-0005 és a “Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer kialakítása” (NATÉR) projekt támogatta. Utóbbit a Magyar Földtani és Geofizikai Intézet a 2007. évi LX. törvény és a 94/2014. (III. 21.) Korm. rendelet alapján, az EGT Támogatási Alap által finanszírozott Alkalmazkodás az Éghajlatváltozáshoz Program keretében, izlandi, liechtensteini és norvégiai támogatással valósította meg.

A megfigyelt élőhelyi adatokat Magyarország Élőhely-térképezési Adatbázisából (MÉTA) vettem a MÉTA Kuratórium hozzájárulásával. Az éghajlati adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSz) hozzájárulásával nem nyilvános, megbízott kutatási felhasználásra bocsátotta rendelkezésemre a NATÉR projekt. Köszönöm az MTA ATK TAKI és különösen Pásztor László segítségét és hozzájárulását a DOSoReMI.hu-talajadatbázishoz való hozzáféréshez. A kutatás nagy erőforrásigényű számításaihoz (regressziós krigelés és modellépítés) a BCE Tájépítészeti Kar asztali számítógépén, valamint a MTA ÖK Ökoinformatikai Laboratóriumának szerverén túl a MTA Számítástechnikai és Automatizálási Kutatóintézet felhőjét (Sztaki Cloud) használtam. Lehetőségem nyílt továbbá a Hungrid Virtuális Szervezethez tartozó MTA Wigner FK Részecske- és Magfizikai Intézetének távoli elérésű gridjét kutatási célra tesztelni, melyet ezúton is köszönök.

Családom és párom irányába nem is tudom hálámat kellőképpen kifejezni, hiszen ők biztosították azt a szeretettel, békés és ugyanakkor motiváló közeget, amelyet a disszertáció írásához és az azt megelőző kutatás elvégzéséhez nélkülözhetetlenek tartok.